

RIVM rapport 711701043/2006

**Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen**  
Milieuhygiënische onderbouwing en  
consequenties voor bouwmaterialen

A.J. Verschoor, J.P.A. Lijzen, H.H. van den  
Broek, R.F.M.J. Cleven, R.N.J. Comans<sup>1</sup>,  
J.J. Dijkstra<sup>1</sup> en P.H.M. Vermij<sup>2</sup>

<sup>1</sup> ECN

<sup>2</sup> RIZA

ISBN 9036913659

RIZA-rapportnr. 2006.029

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van VROM/DGM/Directie Bodem, Water, Landelijk gebied, in het kader van project M/711701 'Risico's in relatie tot bodemkwaliteit', deelproject M/711701/16/GA, Herziening onderbouwing Bouwstoffenbesluit.

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, telefoon: 030 - 274 91 11; fax: 030 - 274 29 71  
Corresponderend auteur: [anja.verschoor@rivm.nl](mailto:anja.verschoor@rivm.nl)

## Abstract

### **Revising the Building Materials Decree: alternative emission limit values for inorganic components in building materials**

This report presents alternative emission limit values for inorganic components to be used in the revision of the Building Materials Decree (1999) in the Netherlands. Three key factors determine the emission limit value: (1) the environmental compartment under consideration, with its dimensions and the accounted for, (2) the desired level of environmental protection and (3) the scenario applying to the intended use of the construction material. Emission limit values have been derived here from modelled concentrations in soil, groundwater and surface water. The desired level of protection has been elaborated as a *stand-still* approach (based on quality target values and a risk-based approach (based on PNECs)). Two exposure models were used for taking the effects of a time-dependent exposure of the soil to leached components into account, for vertical transport through the soil profile and for retardation of components in the soil profile. The PEARL model was used for binding described by equilibrium adsorption. The ORCHESTRA model was used for binding that also takes speciation into account. For surface water, a dilution factor was computed assuming a certain mixing zone, dependent on the size of the surface water. The consequences of the proposed alternative emission limit values have been estimated on the basis of information in a database containing results of leaching tests for construction materials. The alternatives proposed form the basis for a political decision-making process, where environmental protection will be balanced with other socio-economic concerns.

Keywords: building materials, emission, soil, groundwater, surface water, modelling, monitoring.

## Rapport in het kort

### **Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen**

Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen

In dit rapport worden varianten berekend die de huidige normen voor het hergebruik van bouwmaterialen – zoals vastgelegd in het Bouwstoffenbesluit 1999 – kunnen vervangen. De huidige normen vormden een belemmering voor het hergebruik van bouwmaterialen. Omdat er wel behoefte bestond aan hergebruik, zijn de mogelijkheden tot een eventuele verruiming, die wel milieuverantwoord blijft, onderzocht.

Het bouwstoffenbesluit bevat normen voor de maximale uitstoot van anorganische stoffen (zoals metalen) in bouwmaterialen. Milieuhygiënische belangen worden nu afgewogen tegen de wens tot ruimere mogelijkheden voor hergebruik.

Het onderzoek houdt rekening met verschillende elementen bij het hergebruik van bouwmaterialen: het milieucompartiment, het gewenste beschermingsniveau en het toepassingsscenario van de bouwstof. Er zijn twee alternatieve computermodellen gebruikt, die de verschillen in de wijzen waarop vrijgekomen stoffen zich aan de bodem binden, berekenen. Daarnaast is ook de menging van vrijgekomen stoffen voor oppervlaktewater berekend. De berekende waarden zijn afgezet tegen de kwaliteitsgegevens van bouwstoffen die door verschillende bedrijfstakken zijn aangeleverd.

De voorgestelde varianten maken onderdeel uit van een beleidsmatig besluitvormingsproces, waarbij ook andere socio-economische aspecten worden afgewogen.

Trefwoorden: emissie, bouwstoffen, bodem, grondwater, oppervlaktewater, modellering, monitoring.

## Leeswijzer

In juni 2006 heeft de Technische Commissie Bodembescherming een advies uitgebracht gebaseerd op een concept van dit rapport (TCB, 2006). Aan de onderhavige rapportage zijn nadien geen nieuwe berekeningen meer toegevoegd. De rapportage is aangepast op het gebied van afronding van immissiewaarden en emissiewaarden en verder is de indeling van het rapport gewijzigd, evenals bepaalde hoofdstukken, met als doel de leesbaarheid te verbeteren. Extra aandacht is sinds juni besteed aan de controle van de consequentieberekeningen. Dit heeft ertoe geleid dat er daar getalsmatig wijzigingen hebben plaatsgevonden. De overige aanbevelingen van de TCB zijn geïmplementeerd in nieuwe onderzoeksprojecten, die te zijner tijd zullen worden gerapporteerd.

Het rapport is als volgt ingedeeld:

De hoofdstukken 2 t/m 4 beschrijven de manier waarop alternatieve toetsingscriteria tot stand zijn gekomen. Hierbij zijn verschillende toepassingsscenario's gedefinieerd en alternatieve milieukwaliteitscriteria overwogen. Verschillende benaderingen van bodem/grondwater en oppervlaktewater/waterbodembodem zijn beschreven. De transportprocessen van uitgeloopte componenten in de bodem zijn beschreven met evenwichtsadsorptie en met speciatiecompetitie. De resultaten in de vorm van immissiewaarden worden besproken in hoofdstuk 5. Voor de nieuwe systeembenaderingen wordt in hoofdstuk 6 dieper ingegaan op allerlei aspecten van de modellering.

In hoofdstuk 7 wordt de kwaliteit van bouwstoffen beschreven en de consequenties van de alternatieve kritische emissiewaarden voor de hergebruikmogelijkheden van bouwmaterialen. In de bijlagen van dit rapport is onder andere per bouw materiaal een blad opgenomen met kwaliteitsgegevens en consequenties van alternatieve emissiewaarden.

In dit rapport wordt regelmatig verwezen naar BsB (1999). Hiermee wordt bedoeld het Bouwstoffenbesluit zoals dat in 1999 in werking trad, gebaseerd op:

Bouwstoffenbesluit bodem- en oppervlaktewateren-bescherming. (1995) Staatsblad Van Het Koninkrijk Der Nederlanden, 567:1-92.

Vrijstellingsregeling samenstellings- en immissiewaarden Bouwstoffenbesluit (25 juni 1999), Staatscourant, 126:1-10

In 2004 en 2005 zijn opnieuw wijzigingen en vrijstellingen doorgevoerd, waaronder:

Tijdelijke vrijstellingsregeling Bouwstoffenbesluit 2004. (29 oktober 2004) Staatscourant, 209:1-11.

Wijziging Uitvoeringsregeling Bouwstoffenbesluit (Aanpassing 2005). (5 december 2005) Staatscourant, 239:1-15.

De wijzigingen die voor dit rapport van toepassing zijn, betreffen immissie-eisen (TVR, 2004) en standaardwaarden voor term a (WUB, 2005). De wijzigingen uit deze regelingen zullen voor zover van toepassing apart worden vermeld.

# Inhoud

<b>SAMENVATTING .....</b>	<b>9</b>
<b>1 INLEIDING.....</b>	<b>17</b>
1.1 AANLEIDING.....	17
1.2 HUIDIGE TOETSINGSKADER BOUWSTOFFENBESLUIT .....	18
1.3 DOEL.....	19
1.4 VRAAGSTELLING EN WERKWIJZE.....	19
1.5 ALTERNATIEVE BENADERINGEN VAN HET TOETSINGSKADER .....	20
1.6 DEFINITIE BODEM.....	21
<b>2 MILIEUKWALITEITSCRITERIA.....</b>	<b>23</b>
2.1 INLEIDING .....	23
2.2 <i>STAND STILL</i> -BENADERING .....	24
2.3 RISICOBENADERING: ECOLOGISCH .....	24
2.4 UITLOGING UIT SCHONE GROND (TERM A).....	26
<b>3 TOEPASSINGSCENARIO'S VAN BOUWSTOFFEN.....</b>	<b>29</b>
3.1 ALGEMEEN.....	29
3.2 OVERZICHT TOEPASSINGSCENARIO'S .....	29
3.3 SCENARIO'S BODEM .....	31
3.3.1 <i>Niet-vormgegeven bouwstoffen</i> .....	31
3.3.2 <i>Vormgegeven bouwstoffen</i> .....	33
3.4 SCENARIO'S OPPERVLAKTEWATER.....	35
3.4.1 <i>Uitgangspunten</i> .....	35
3.4.2 <i>Niet-vormgegeven bouwstoffen</i> .....	36
3.4.3 <i>Vormgegeven bouwstoffen</i> .....	38
<b>4 SYSTEEMBENADERINGEN.....</b>	<b>41</b>
4.1 INLEIDING .....	41
4.2 DE NUL-VARIANT .....	42
4.3 SYSTEEM 1-2-3: AANGEPASTE METHODIEKEN BOUWSTOFFENBESLUIT .....	43
4.4 SYSTEEM 4A: NEERWAARTS TRANSPORT MET EVENWICHTSADSORPTIE IN BODEM EN GRONDWATER	44
4.4.1 <i>Kenschets systeem 4A</i> .....	44
4.4.2 <i>Keuze uitspoelingsmodel</i> .....	44
4.4.3 <i>Opzet modelberekeningen</i> .....	45
4.4.4 <i>Bodemprofiel</i> .....	47
4.4.5 <i>Klimaat</i> .....	47
4.4.6 <i>De bronterm</i> .....	48
4.4.7 <i>Stofeigenschappen</i> .....	51
4.4.7.1 Invulling generieke benadering.....	51
4.4.7.2 Selectie van adsorptiecoëfficiënten.....	52
4.4.7.3 Verandering van adsorptie met de diepte.....	54
4.4.8 <i>Eindpunten modelberekening</i> .....	55
4.4.9 <i>Van concentratie naar emissiewaarde</i> .....	56
4.5 SYSTEEM 4B: NEERWAARTS TRANSPORT MET SPECIATIE IN BODEM EN GRONDWATER.....	57
4.5.1 <i>Kenschets systeem 4B</i> .....	57
4.5.2 <i>Outline algehele aanpak en samenhang</i> .....	57
4.5.3 <i>Verantwoording mechanistische aanpak</i> .....	58
4.5.4 <i>Vergelijking uitkomsten systeem 4A en 4B</i> .....	59
4.5.5 <i>Bandbreedte reactiviteit van de Nederlandse bodem</i> .....	60
4.5.6 <i>Opzet geochemische model in ORCHESTRA</i> .....	63
4.5.6.1 Speciatieberekeningen .....	63
4.5.6.2 Opzet van het ORCHESTRA-model (hydrologie/chemie) .....	64
4.5.7 <i>Werkwijze afleiding emissienormen</i> .....	68
4.5.8 <i>Belangrijkste (on)zekerheden in processen en parameters</i> .....	70
4.6 SYSTEEM 5: IMMISSIETOETS VOOR BOUWMATERIALEN IN OPPERVLAKTEWATER EN WATERBODEM... 72	
4.6.1 <i>Beschrijving immissietoets CIW</i> .....	72

4.6.1.1	Uitgangspunten .....	72
4.6.1.2	Uitwerking immissietoets .....	74
4.6.1.3	Uitwerking van de mengberekening .....	76
4.6.2	<i>Gebruik van de immissietoets voor bouwstoffen</i> .....	78
4.6.2.1	Andere lozingssituatie .....	78
4.6.2.2	Maatgevende watersystemen .....	78
4.6.2.3	Grootte en aanlegtempo waterbouwwerken .....	78
4.6.2.4	Toegevoegd-risicobenadering .....	79
4.6.2.5	Toepassing en uitwerking van de verschillende stappen .....	79
4.7	OVERZICHT DOORGEREKENDE VARIANTEN .....	81
<b>5</b>	<b>RESULTATEN</b> .....	<b>83</b>
5.1	INLEIDING .....	83
5.2	IMMISSIEWAARDEN .....	84
5.3	EMISSIEWAARDEN .....	91
5.4	GEVOELIGHEIDSANALYSE VAN DE MODELUITKOMSTEN .....	97
5.4.1	<i>Globale karakterisering van componenten</i> .....	97
5.4.2	<i>Invloed toetsdiepte en toetstijdstip</i> .....	101
5.4.2.1	Bodemeindpunten systeem 4A .....	101
5.4.2.2	Grondwatereindpunten systeem 4A .....	102
5.4.2.3	Transportgedrag van stoffen op een tijdschaal van 1000 jaar .....	105
5.4.3	<i>Invloed kappa en toepassingshoogte</i> .....	108
5.4.3.1	Emissie uit een werk .....	108
5.4.3.2	Concentraties in bodem en grondwater .....	109
5.4.4	<i>Invloed van bindingseigenschappen van de bodem</i> .....	110
5.4.4.1	Invloed onzekerheid adsorptiecoëfficiënt systeem 4A .....	110
5.4.4.2	Invloed bodemtype op speciatie, systeem 4B .....	116
<b>6</b>	<b>DISCUSSIE</b> .....	<b>117</b>
6.1	MILIEUKWALITEITSCRITERIA .....	117
6.2	SYSTEEMBENADERING EN MODELLERING BODEM EN GRONDWATER .....	120
6.3	VERGELIJKING EMISSIEWAARDEN OUD-NIEUW .....	122
6.3.1	<i>Bodem/grondwater</i> .....	122
6.3.2	<i>Oppervlaktewater</i> .....	124
6.4	HOE BESCHERMEND ZIJN EMISSIEWAARDEN .....	126
6.4.1	<i>Bodem/grondwater</i> .....	126
6.4.2	<i>Oppervlaktewater</i> .....	130
<b>7</b>	<b>CONSEQUENTIES VOOR BOUWMATERIALEN</b> .....	<b>131</b>
7.1	KWALITEITSGEGEVENS BOUWSTOFFEN .....	131
7.1.1	<i>Inleiding</i> .....	131
7.1.2	<i>Monitoring 1998-2001</i> .....	132
7.1.3	<i>Monitoring 2003-2006</i> .....	135
7.2	BEREKENEN VAN CONSEQUENTIES VOOR BOUWSTOFFEN .....	139
7.3	NIET-VORMGEGEVEN BOUWSTOFFEN MET EEN OPEN TOEPASSING .....	142
7.3.1	<i>Nul-variant</i> .....	142
7.3.2	<i>Systeem 4A – stand still – 0.5m</i> .....	143
7.3.3	<i>Systeem 4A – MTT – 0.5m</i> .....	144
7.3.4	<i>Systeem 4A – MTT – 0.5m – minimale emissie gelijk aan emissie uit schone grond (term a)</i> ....	145
7.3.5	<i>Systeem 4A – MTT – 2m</i> .....	146
7.3.6	<i>Systeem 4B – MTT – 0.5m</i> .....	147
7.3.7	<i>Systeem 5 – MTR – poldersloot</i> .....	148
7.4	NIET-VORMGEGEVEN BOUWSTOFFEN MET EEN GEÏSOLEERDE TOEPASSING .....	149
7.4.1	<i>Systeem 4A – Stand still – 0.5 m</i> .....	149
7.4.2	<i>Systeem 4A – MTT – 0.5 m</i> .....	150
7.5	VORMGEGEVEN BOUWSTOFFEN .....	151
7.5.1	<i>Systeem 4A – Nulvariant -10% nat</i> .....	151
7.5.2	<i>Systeem 4A – Nulvariant -100% nat</i> .....	152
7.5.3	<i>Systeem 4A – MTT -10% nat – vormgegeven bouwstof</i> .....	153
7.5.4	<i>Systeem 4A – MTT - 100% nat – vormgegeven bouwstof</i> .....	154
7.5.5	<i>Systeem 4A – 0.1*MTR - poldersloot – vormgegeven bouwstof</i> .....	155
7.6	CONCLUSIES .....	156

<b>8</b>	<b>CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN .....</b>	<b>161</b>
8.1	CONCLUSIES.....	161
8.2	AANBEVELINGEN .....	162
	<b>LITERATUUR .....</b>	<b>165</b>
	<b>BIJLAGE 1. MILIEUKWALITEITSCRITERIA.....</b>	<b>171</b>
B1.1.	STAND STILL-CRITERIA .....	171
B1.2.	RISICOCRITERIA .....	172
B1.3.	HUMANE DRINKWATERNORM.....	175
B1.4.	ERNSTIG RISICONIVEAU.....	176
	<b>BIJLAGE 2. ONDERBOUWING STREEFWAARDEN.....</b>	<b>177</b>
	<b>BIJLAGE 3. IMMISSIE-EISEN, TERM A EN KAPPA VOLGENS BOUWSTOFFENBESLUIT... 179</b>	
	<b>BIJLAGE 4. WATERBALANS SYSTEEM 4A .....</b>	<b>180</b>
	<b>BIJLAGE 5. ADSORPTIEGEGEVENS .....</b>	<b>181</b>
B5.1.	ANTIMOON .....	181
B5.2.	ARSEEN .....	182
B5.3.	BARIUM.....	183
B5.4.	CHROOM .....	184
B5.5.	CADIUM.....	185
B5.6.	KOBALT .....	186
B5.7.	KOPER.....	188
B5.8.	KWIK.....	189
B5.9.	LOOD.....	190
B5.10.	MOLYBDEEN .....	191
B5.11.	NIKKEL.....	192
B5.12.	SELEEN.....	193
B5.13.	TIN .....	194
B5.14.	VANADIUM.....	195
B5.15.	ZINK .....	196
B5.16.	CYANIDEN .....	197
B5.17.	CHLORIDE.....	198
B5.18.	BROMIDE .....	198
B5.19.	FLUOR .....	198
B5.20.	SULFAAT .....	198
	<b>BIJLAGE 6. NIEUWE KAPPAWAARDEN .....</b>	<b>199</b>
	<b>BIJLAGE 7. EIGENSCHAPPEN GESELECTEERDE STONE-PLOTS .....</b>	<b>200</b>
	<b>BIJLAGE 8. GEVOELIGHEID VAN EMISSIEWAARDEN VOOR ADSORPTIECOËFFICIËNT202</b>	
	<b>BIJLAGE 9. CONCENTRATIEPROFIELEN EN DOORBRAAKCURVEN OVER 100 JAAR .....</b>	<b>212</b>
	<b>BIJLAGE 10. CONCENTRATIEPROFIELEN EN DOORBRAAKCURVEN OVER 1000 JAAR ... 220</b>	
	<b>BIJLAGE 11. SPECIATIEPROFIELEN IN DE BODEM.....</b>	<b>228</b>
	<b>BIJLAGE 12. MATERIAALBLADEN .....</b>	<b>239</b>
B12.1.	NIET-VORMGEGEVEN BOUWSTOFFEN GETEST MET UITLOOGTEST.....	240
B12.1.1.	Asfaltbeton .....	240
B12.1.2.	Asfaltgranulaat .....	241
B12.1.3.	AVI-bodemas.....	242
B12.1.4.	Baggerspecie (gerijpt).....	243
B12.1.5.	Baggerspecie (vers).....	244
B12.1.6.	Betongranulaat .....	245

B12.1.7.	Brekerzand.....	246
B12.1.8.	Breuksteen.....	247
B12.1.9.	Drinkwaterreststoffen.....	248
B12.1.10.	EC-bodemas.....	249
B12.1.11.	ELO-staalslakken.....	250
B12.1.12.	E-vliegas.....	251
B12.1.13.	Flugsand.....	252
B12.1.14.	Fosforslakken (ongebonden).....	253
B12.1.15.	Fosforslakkenmengsel.....	254
B12.1.16.	Grond (gereinigd).....	255
B12.1.17.	Grond (vervuild).....	256
B12.1.18.	Grond (overig).....	257
B12.1.19.	Hoogovenslakkenmengsel.....	258
B12.1.20.	Hydraulisch menggranulaat.....	259
B12.1.21.	Kleikorrels.....	260
B12.1.22.	Lavasteen.....	261
B12.1.23.	LD-mengsel.....	262
B12.1.24.	LD-staalslakken.....	263
B12.1.25.	Menggranulaat.....	264
B12.1.26.	Metselwerkgranulaat.....	265
B12.1.27.	Mijnsteen.....	266
B12.1.28.	Natuursteen.....	267
B12.1.29.	Pleisterwerk.....	268
B12.1.30.	Puin.....	269
B12.1.31.	Sorteerzeefzand (gereinigd).....	270
B12.1.32.	Steenslag.....	271
B12.1.33.	Thermisch gereinigd TAG.....	272
B12.1.34.	Zeefzand (brekerzand).....	273
B12.1.35.	Zeefzand (overig).....	274
B12.2.	VORMGEGEVEN BOUWSTOFFEN GETEST MET DIFFUSIETEST.....	275
B12.2.1.	Asfaltbeton.....	275
B12.2.2.	Betonmortel.....	276
B12.2.3.	Betonproducten.....	277
B12.2.4.	Bitumineuze afdichtingsmaterialen.....	278
B12.2.5.	Breuksteen.....	279
B12.2.6.	Cellenbeton.....	280
B12.2.7.	Cementgebonden mortel.....	281
B12.2.8.	Fosforslakken (hydraulisch gebonden).....	282
B12.2.9.	Fosforslakken (ongebonden).....	283
B12.2.10.	Fosforslakkenmengsel.....	284
B12.2.11.	Hoogovenslakken.....	285
B12.2.12.	Kalkzandsteen.....	286
B12.2.13.	Keramische dakpannen.....	287
B12.2.14.	Keramische straatbakstenen.....	288
B12.2.15.	Keramische tegels.....	289
B12.2.16.	LD-staalslakken.....	290
B12.2.17.	Metselbakstenen.....	291
B12.2.18.	Schuimbeton.....	292
B12.2.19.	Vezelcementplaten.....	293
<b>LITERATUUR BIJLAGE.....</b>		<b>294</b>



## Samenvatting

### *Aanleiding*

Naar aanleiding van 10 jaar ervaringen, kennisopbouw over kwaliteit van bouwmaterialen en knelpunten bij de uitvoering en handhaafbaarheid van het Bouwstoffenbesluit (VROM, 1995) wordt de regelgeving met betrekking tot bouwstoffen, grond en bagger herzien. Nieuwe regelgeving krijgt vorm in het Besluit Bodemkwaliteit. Naast een eenvoudiger besluit en minder administratieve lasten, wordt gezocht naar een meer *eenduidige* set van grenswaarden betreffende uitloging van componenten uit bouwstoffen. Door diverse tijdelijke vrijstellingsregelingen zijn eisen tijdelijk verruimd, omdat de milieuhygiënische eisen uit 1995 onvoldoende ruimte boden voor het gebruik van bepaalde bouwstoffen. Tevens heeft VROM besloten grond in het toekomstige Besluit bodemkwaliteit niet langer onder het regime van de bouwstoffen te laten vallen. Dit rapport betreft de milieuhygiënische beoordeling van de uitloging bouwstoffen, exclusief grond en bagger. Een deel van de vereenvoudiging van de regels zal voortkomen uit het feit dat eisen voor bouwstoffen uitgedrukt worden als emissiewaarden die direct uit laboratoriumproeven kunnen worden afgeleid. Hiermee wordt een beoordeling van uitvoeringsaspecten overbodig. Er bestaat met name in de praktijk ook behoefte om voor organische parameters grenswaarden op basis van uitloging vast te stellen. Dit wordt vanwege onvoldoende beschikbare data buiten deze beschouwing gelaten.

### *Doel*

In dit rapport worden diverse alternatieven gepresenteerd voor de eisen voor uitloging van anorganische componenten uit bouwmaterialen. Uitvoeringsaspecten zoals de hoogte van een werk, het al dan niet toepassen van isolatie, de aard van het bouw materiaal (vormgegeven of niet-vormgegeven), toepassing op/in de bodem of in het oppervlaktewater komen tot uitdrukking in de diverse scenario's waarmee kritische emissiewaarden zijn berekend. In verband met de gewenste vereenvoudiging streeft VROM ernaar hieruit één scenario te selecteren, voor elke categorie bouwstoffen. Er worden 3 categorieën bouwstoffen onderscheiden; open toepassing van niet-vormgegeven en van vormgegeven bouwstoffen en geïsoleerde toepassing van vormgegeven bouwstoffen. Een belangrijke randvoorwaarde die VROM in de opdracht aan het RIVM heeft meegegeven, was het feit dat er generieke eisen moeten worden afgeleid. Dit betekent dat de eisen voor heel Nederland gelden en niet productspecifiek zijn. Tevens was het doel om na te gaan of een meer effectgerichte benadering kon worden gevolgd.

### *Aanpak*

Bovengenoemde doelstellingen hebben tot gevolg dat er bij de milieuhygiënische modellering keuzes gemaakt zijn die het generieke beschermingsniveau in voldoende mate garanderen voor de verschillende bodem- en oppervlaktewater systemen. Zo is er voor een reeks grondsoorten berekend wat de belasting van bodem en grondwater is; en op basis daarvan zijn kritische emissiewaarden afgeleid die de belasting limiteren tot het gewenste

beschermingsniveau. Die reeks aan grondsoorten is zowel impliciet (via een reeks aan adsorptiecoëfficiënten) als expliciet (via speciatie in 3 referentiegronden) modelmatig uitgewerkt. Voorts zijn voor het beschermingsniveau passende milieukwaliteitscriteria geselecteerd, uit de op dit moment (voorjaar 2006) geldende normen en risicogrenzen. Er zijn twee benaderingen gevolgd voor het gewenste beschermingsniveau. Ten eerste is een *stand still*-benadering uitgewerkt en ten tweede een risicobenadering. Voor de *stand still*-benadering is uitgegaan van een toelaatbare concentratietoename van  $0.01 \cdot$  de streefwaarde voor de bodem, voor grondwater  $1 \cdot$  de streefwaarde en voor oppervlaktewater een maximale belasting van  $0.1 \cdot \text{MTR}$  (MTR = Maximaal Toelaatbaar Risico). Voor de risicobenadering voor bodem en grondwater  $1 \cdot \text{MTT}$  en voor oppervlaktewater  $0.1 \cdot \text{MTT}$  (MTT = Maximaal Toelaatbare Toevoeging). Tevens worden bij de risicobenadering varianten gepresenteerd die een gevolg zijn van verschillende modelmatige beschrijvingen van (transport)processen in bodem en grondwater en oppervlaktewater.

### ***Modellering bodem en grondwater***

#### *Vrachtberekeningen*

Vertrekpunt vormen de rekenregels die ten grondslag hebben gelegen aan de eisen uit het Bouwstoffenbesluit (1999). Voor anorganische componenten is toen de kritische vracht berekend op basis van het concept 'marginale bodembelasting', getalsmatig ingevuld als 1% van de streefwaarde over een meter grond. Aangezien er voor  $\text{Cl}^-$  en  $\text{SO}_4^{2-}$  geen streefwaarden bodem bestonden, is voor die componenten uitgegaan van een vracht naar het grondwater overeenkomend met de streefwaarde opgelost in een neerslagoverschot van 300 mm. Later is voor bromide ook de laatste benadering toegepast. Immissienormen zijn aldus berekend door de totale uitloging in 100 jaar volledig in de bodem (immobiel) of volledig in het grondwater (mobiel) te veronderstellen. Deze rekenregels hebben nu als variant gediend, waarbij de kritische emissiewaarden zijn herberekend volgens de *stand still* of risicobenadering. Hiermee wordt zichtbaar gemaakt of verschillen tussen oude en nieuwe emissiewaarden een gevolg zijn van andere milieukwaliteitscriteria of van een andere modelmatige benadering.

In het achtergronddocument (Aalbers et al., 1993) bij het Bouwstoffenbesluit (1999) is reeds de aanbeveling geformuleerd om rekening te houden met een realistischer verdeling van componenten over de vaste en de vloeibare fase en met transport naar het grondwater. Rekening houden met mechanismen van binding aan de bodem en transport naar het grondwater kan leiden tot soepeler óf strengere immissie-eisen. De immissiewaarden afgeleid voor het grondwater wordt hoger als een deel van de vracht in de bodem wordt opgehouden. De emissiewaarden afgeleid voor de bovenste onverzadigde meter van de bodem worden hoger als een deel van de vracht afgevoerd wordt naar het grondwater. Als beide compartimenten echter in beschouwing worden genomen, kan het ook zijn dat in het Bouwstoffenbesluit (1999) ten onrechte is verondersteld dat bodem óf grondwater het meest kwetsbare compartiment was voor bepaalde componenten. Die aspecten kunnen in de hier gepresenteerde alternatieve rekenmodellen worden beoordeeld.

### *Lineaire adsorptie*

Er zijn vele rekeninstrumenten beschikbaar om de verdeling van componenten over de vaste en vloeibare fase van de bodem en transport naar het grondwater te berekenen. Binding aan de vaste deeltjes kan op verschillende manieren gemodelleerd worden. In dit project is begonnen met berekeningen gebaseerd op adsorptie. Deze berekeningen gaan uit van een lineaire adsorptiecoëfficiënt. Dit is een experimentele verdelingsfactor die aangeeft hoe sterk de neiging van componenten tot binden aan een bepaalde bodem is. De adsorptiecoëfficiënt is een resultante van allerlei factoren; waaronder bodemeigenschappen als pH, organische stofgehalte, klei, redoxpotentiaal. De gecombineerde invloed van deze omgevingsfactoren komt tot uitdrukking in de adsorptiecoëfficiënt, waarmee de belangrijkste bindingsmechanismen zijn verdisconteerd. Om de binding van componenten in een reeks bodems in Nederland door te rekenen wordt daarom gebruik gemaakt van een reeks adsorptiecoëfficiënten. Als rekeninstrument is het computerprogramma PEARL gebruikt. Met de adsorptiebenadering zijn verschillende varianten doorgerekend. Varianten zijn afgeleid van uitvoeringsaspecten (niet-vormgegeven bouwstoffen met toepassingshoogtes 0.2, 0.5, 0.7 en 2 m, al dan niet geïsoleerd, en vormgegeven bouwstoffen), milieukwaliteitscriteria, tijdraam en toetsdiepte.

### *Voorkeursvariant*

Uit de verschillende varianten heeft VROM een voorkeursvariant gekozen. Deze variant gaat uit van niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing en een toepassingshoogte van 0.5 m, uitgaande van de risicobenadering in bodem en grondwater. In de voorkeursvariant is de keuze gemaakt voor een middeling van concentraties in bodem en grondwater over de bovenste meter en een tijdraam van 100 jaar. Voor deze voorkeursvariant is de invloed van speciatie op de verspreiding van uitgeloopte componenten en daarvan afgeleide emissiewaarden in beeld gebracht.

### *Speciatie*

Speciatie modellen zijn in staat om de binding van componenten expliciet uit te rekenen als functie van pH, redox en hoeveelheid en type van onder andere organische stof en klei. Bovendien kan ook competitie van componenten om bindingsplaatsen meegenomen worden. Dit zijn processen die van invloed kunnen zijn bij de uitloging van een cocktail aan componenten uit bouwstoffen. Om de binding van componenten in een reeks bodems in Nederland door te rekenen zijn een gemiddelde zand-, klei- en veenbodem geselecteerd. Hierbij wordt de binding op basis van specifieke bindingskenmerken berekend. Als rekeninstrument is het computerprogramma ORCHESTRA gebruikt. Om de verschillen tussen de adsorptiebenadering en de speciatiebenadering helder te krijgen is het netto neerwaartse transport van water zoveel mogelijk op elkaar afgestemd. Verschillen in emissiewaarden afgeleid met beide methoden zijn dus een direct gevolg van de verschillen in binding van componenten.

### *Tijdschaal en diepte*

Het adsorptiemodel en het speciatiemodel leveren concentratieprofielen op van componenten die variëren in diepte en tijd. Hierbij is met de bronterm (veranderende uitloging in de tijd) rekening gehouden. De keuze van de toetsdiepte en het tijdraam of tijdstip van beoordeling van bodem- en grondwaterconcentraties is van grote invloed op de uiteindelijke emissiewaarde voor bouwstoffen. In de voorkeursvariant is de keuze gemaakt voor een middeling van concentraties in bodem en grondwater over de bovenste meter en een tijdraam van 100 jaar. Het effect van andere toetsdieptes en tijdramen is ook beschouwd. Zo is er gekeken naar de maximumconcentraties in de bovenste 30 cm van de bodem en maximale 20-jaarsgemiddelde grondwaterconcentraties. Ook is gekwantificeerd in hoeverre emissiewaarden veranderen als het tijdraam wordt vergroot naar 1000 jaar. Als emissiewaarden zouden worden gebaseerd op maximumconcentraties in de bodem zou dat voor een aantal componenten leiden tot een aanscherping van de emissiewaarden; kritische emissiewaarden zouden maximaal een factor 4 lager kunnen worden. Als emissiewaarden zouden worden gebaseerd op gemiddelde grondwaterconcentraties over een periode van 20 jaar in plaats van het jaargemiddelde maximum zou dat voor enkele componenten leiden tot een versoepeling van kritische emissiewaarden met maximaal een factor 3 (voor Cl<sup>-</sup>). Het vergroten van het tijdraam naar 1000 jaar, zodat ook voor minder mobiele componenten piekconcentraties in het grondwater kunnen worden waargenomen, zal voor een aantal componenten tot een aanscherping van de kritische emissiewaarde leiden (maximaal een factor 50 lager).

### *Modellering oppervlaktewater*

Voor oppervlaktewater is behalve naar de methodiek uit het Bouwstoffenbesluit ook gekeken naar een alternatief model. In plaats van instantane menging met het gehele debiet wordt in de alternatieve methodiek uitgegaan van menging volgens een pluimmodel en een beperkte omvang van de mengzone. Deze methodiek is vastgesteld voor puntlozingen door de Commissie Integraal Waterbeheer. Voor de toepassing voor een bouwstof (werk) is gerekend met verschillend gedimensioneerde oppervlaktewateren (polderwater, klein kanaal en middelgrote rivier).

### *Emissiewaarden*

De emissiewaarden afgeleid voor de diverse milieucompartimenten kunnen niet los van elkaar worden beschouwd. Om het milieu in voldoende mate te beschermen wordt daarom de laagste emissiewaarde voor bodem en grondwater gekozen. Daarnaast is gekeken of die waarde ook het oppervlaktewater in voldoende mate beschermt.

In Tabel 1.1 zijn de overeenkomsten en verschillen weergegeven tussen de waarden uit het Bouwstoffenbesluit (waarvoor de immissiewaarde is omgerekend naar een emissiewaarde), en de nieuwe benaderingen voor bodem/grondwater en oppervlaktewater. Uit een analyse van de resultaten blijkt dat emissiewaarden afgeleid voor niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing meestal kritischer zijn dan emissiewaarden afgeleid voor oppervlaktewater en geïsoleerde toepassingen op de bodem.

Tabel 1.1 Kritische emissiewaarden (mg/kg) voor niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing bij een hoogte van 0.5 m. en voor toepassingen in oppervlaktewater.

Kritische emissiewaarde (mg/kg)		BsB 1999 Zonder TVR	Bodem en grondwater op basis van risicobenadering			Oppervlaktewater op basis van risicobenadering	
			BsB methodiek	Adsorptie	Speciatie	Klein kanaal	Polderwater
Antimoon	Sb	<b>0.04</b>	<b>0.5</b>	0.08	0.03	3.3	2.7
Arseen	As	<b>0.9</b>	<b>0.5</b>	<b>0.5</b>	<b>0.5</b>	17	14
Barium	Ba	<b>7.6</b>	<b>290</b>	<b>290</b>	1.6	8.2	6.8
Cadmium	Cd	<b>0.04</b>	<b>1.5</b>	0.005	0.3	0.3	0.2
Chroom	Cr	<b>1.9</b>	<b>0.7</b>	<b>0.7</b>	<b>0.6</b>	120	15
Kobalt	Co	<b>0.5</b>	<b>3.4</b>	0.06	0.54	1.0	0.8
Koper	Cu	<b>0.9</b>	<b>6.1</b>	0.03	3.4	0.6	0.5
Kwik	Hg	<b>0.02</b>	<b>2.8</b>	<b>2.8</b>	0.8	<u>0.3</u>	<u>0.3</u>
Lood	Pb	<b>2.2</b>	<b>89</b>	<b>91</b>	<b>77</b>	0.7	0.5
Molybdeen	Mo	<b>0.3</b>	<b>74</b>	<b>75</b>	<b>64</b>	300	39
Nikkel	Ni	<b>1.3</b>	<b>0.5</b>	0.1	<b>0.4</b>	3.0	0.4
Seleen	Se	<b>0.05</b>	<b>0.2</b>	<b>0.2</b>	<b>0.2</b>	1.6	1.3
Tin	Sn	<b>0.3</b>	<b>43</b>	<b>44</b>	<b>39</b>	81	68
Vanadium	V	<b>1.7</b>	<b>0.9</b>	0.7	<b>0.8</b>	2.0	1.7
Zink	Zn	<b>4.5</b>	<b>29</b>	0.1	5.5	5.5	4.6
Cyaniden (vrij)		<b>0.02</b>	<b>0.02</b>	0.002	0.004	0.05	0.05
Cyaniden (complex)				0.001		0.03	0.03
bromide	Br	<b>3.2</b>	17	24	24	940	790
chloride	Cl	560	350	480	480	19000	16000
fluoride	F	18	<b>94</b>	<b>370</b>	<b>9.4</b>	320	270
sulfaat	SO4	1200	310	640	640	18000	15000

Vetgedrukt zijn emissiewaarden afgeleid voor bodem, schuingedrukt emissiewaarden afgeleid voor grondwater. Grijs: overeenkomst tussen adsorptie en speciatie is goed. Onderstreept: waarden afgeleid voor oppervlaktewater strenger dan voor bodem/grondwater.

Voor kwik, kan het oppervlaktewater in bepaalde varianten kritischer (>factor 2) zijn dan het bodem/grondwater systeem. Voor een aantal componenten geldt dat de emissiewaarden binnen de bandbreedte (<factor 2) vallen die door de adsorptie- en speciatie benaderingen wordt gegeven (barium, cadmium, koper, molybdeen, lood, nikkel, zink en fluoride).

Uit Tabel 1.1 blijkt dat voor meer dan de helft van de componenten volgens één of meer van de modellen lagere waarden zijn berekend dan toegestaan in het Bouwstoffenbesluit (zonder TVR). In een flink deel van die gevallen blijkt dat dit komt doordat het grondwater kritischer is dan de bodem. Uit transportberekeningen met adsorptie en/of speciatie blijkt dat laatste het geval te zijn voor antimoon, cadmium, kobalt, koper nikkel en zink. Hierbij is ook het geldende of gewenste milieukwaliteitscriterium van groot belang. Het gekozen beschermingsniveau is een sturende factor voor de uiteindelijke immisiewaarde. Dit leidt ertoe dat de *stand still*-benadering strenger is dan de risicobenadering (uitzonderingen chroom, kobalt, zink en cyanide).

Voor een groot aantal componenten maakte de term a een substantieel deel uit van de emissiewaarde. Alleen voor barium, chroom, tin, cyanide, chloride, fluoride en sulfaat is de bijdrage van de term a minder relevant ( $\leq 0.1$ ). Voor de overige componenten heeft het niet

meer in beschouwing nemen van deze term  $a$ , naast veranderingen van het milieukwaliteitscriterium, invloed op de kritische emissiewaarden. Voor componenten die sterk binden of juist heel mobiel zijn, blijken adsorptie- en speciatieberekeningen tot ongeveer dezelfde emissiewaarden te leiden. De overeenkomsten (grijs in Tabel 1.1) zijn goed voor de sterk bindende componenten arseen, chroom, lood, molybdeen, seleen, tin en vanadium en de mobiele componenten cyanide, antimoon, bromide, chloride en sulfaat. De verschillen tussen de twee benaderingen treden vooral op bij de gematigd mobiele componenten. Dit is het primaire gevolg van de verschillen in de bindingssterkte.

Hierbij moet opgemerkt worden dat relatief kleine verschillen in binding van een component tussen adsorptie en speciatieberekeningen kunnen leiden tot een aanzienlijk verschil in de kritische emissiewaarde als de doorbraak net vóór of net ná het gekozen tijdraam van 100 jaar plaatsvindt. Voorbeelden hiervan zijn cadmium, kobalt en koper. In beide benaderingen is gebleken dat voor deze en andere componenten de concentraties in bodem- en grondwater in de periode na 100 jaar verder zullen toenemen en in veel gevallen de MTT-waarden in grondwater overschrijden.

### ***Consequenties***

Voor een aantal van de voorgestelde varianten zijn de consequenties voor bouwstoffen berekend op basis van gegevens van uitloogtesten van bouwstoffen. Hiertoe is gebruik gemaakt van informatie die door diverse branche-organisaties is aangeleverd. Het betreft kwaliteitsgegevens uit de periode 1998-2001 en uit de periode 2003-2004 die in opdracht van VROM zijn verzameld om de effecten van het Bouwstoffenbesluit (1999) en de Tijdelijke Vrijstellingsregeling (2004) te kunnen vaststellen. Van de verschillende varianten zijn varianten die gebaseerd zijn op *stand still* het meest kritisch voor bouwmaterialen.

### ***Niet-vormgegeven bouwstoffen***

De consequentie van de op risico's gebaseerde emissiewaarden voor hergebruiksmogelijkheden van bouwstoffen is in het algemeen verruimend ten opzichte van de eisen uit het Bouwstoffenbesluit (1999). Uitzonderingen daarop zijn arseen, nikkel, vanadium, zink en sulfaat. Met name bij vanadium (overschrijding bij 25-31% van de bouwmaterialen) en sulfaat (overschrijding bij 53% van de bouwmaterialen) gaat het om aanzienlijke hoeveelheden bouwmaterialen. De modelberekeningen van systeem 4A en 4B stemmen voor deze componenten goed met elkaar overeen.

Vergeleken met de immissiewaarden uit het Bouwstoffenbesluit (zonder TVR) zouden meer bouwstoffen de nieuwe, volgens de risicobenadering afgeleide, emissiewaarden voor vanadium en sulfaat kunnen overschrijden. Voor antimoon, chloride en cyaniden blijft het probleem ongeveer zo groot als het was. De meeste bouwmaterialen uit de gegevensset voldoen beter aan de nieuwe, volgens de risicobenadering afgeleide, normen voor chroom, bromide, tin, seleen, molybdeen en lood.

Voor barium, fluoride, cadmium, nikkel, koper, kobalt en fluoride verschillen de emissiewaarden tussen systeem 4A en 4B aanzienlijk, met als gevolg dat ook de consequenties van de verschillende benaderingen verschillen.

Het blijkt dat de normvarianten afgeleid op basis van risico's (MTT) met systeem 4A (waarbij de emissiewaarde minimaal gelijk wordt gesteld aan de term a) en met systeem 4B beide verruimend werken.

De toepassing van bouwstoffen in het oppervlaktewater volgens deze emissiewaarden levert geen knelpunten op. Van de niet-vormgegeven bouwstoffen blijven AVI-bodemas, E-vliegas, fosforslakken (ongebonden), kleikorrels, mijnsteen, puin, sorteerzeefzand (gereinigd), thermisch gereinigd TAG, zeefzand (breker) en zeefzand (overig) voor 3 of meer componenten, ook de nieuwe, volgens de risicobenadering afgeleide, emissiewaarden overschrijden. Geïsoleerde toepassing van deze bouwstoffen voldoet wel aan de eisen.

#### *Vormgegeven bouwstoffen*

Toepassingen van vormgegeven bouwstoffen voldoen beter aan de nieuwe normen dan niet-vormgegeven bouwstoffen. Voor diverse bouwmaterialen met natte toepassingen zijn koper, vanadium en zink probleemcomponenten. In droge toepassingen zijn die problemen er nauwelijks.





# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding

Het Bouwstoffenbesluit (1995) is in 1999 volledig in werking getreden en functioneert dus al circa 7 jaar. In de afgelopen jaren zijn er meerdere redenen ontstaan om het Bouwstoffenbesluit te herzien:

- Een toetsing volgens het huidige Bouwstoffenbesluit wordt vaak als tijdrovend en duur ervaren. Dit komt met name door de uitvoering van uitloogtesten, terwijl het risico van overschrijding van de uitloog- en samenstellingsnorm maar voor een beperkt deel van de bouwstoffen speelt.
- Uit de Evaluatie van het Bouwstoffenbesluit (Van Kessel et al., 2002) kwamen diverse knelpunten naar voren.
- In de brieven aan de Tweede Kamer over Herijking VROM-regelgeving (VROM, 2003a) en de beleidsbrief Bodem (VROM, 2003b) staat dat het bodembeleid consistentier moet en dat het Bouwstoffenbesluit sterk vereenvoudigd moet worden.

Het belangrijkste is dat het nieuwe Bouwstoffenbesluit gericht is op een sterke vereenvoudiging, zij het dat die niet gepaard moet gaan met onacceptabele gevolgen voor het milieu. Het herziene beleid moet leiden tot een beter uitvoerbaar, controleerbaar en handhaafbaar Bouwstoffenbesluit. De hoofdlijnen van de herziening zijn gericht op:

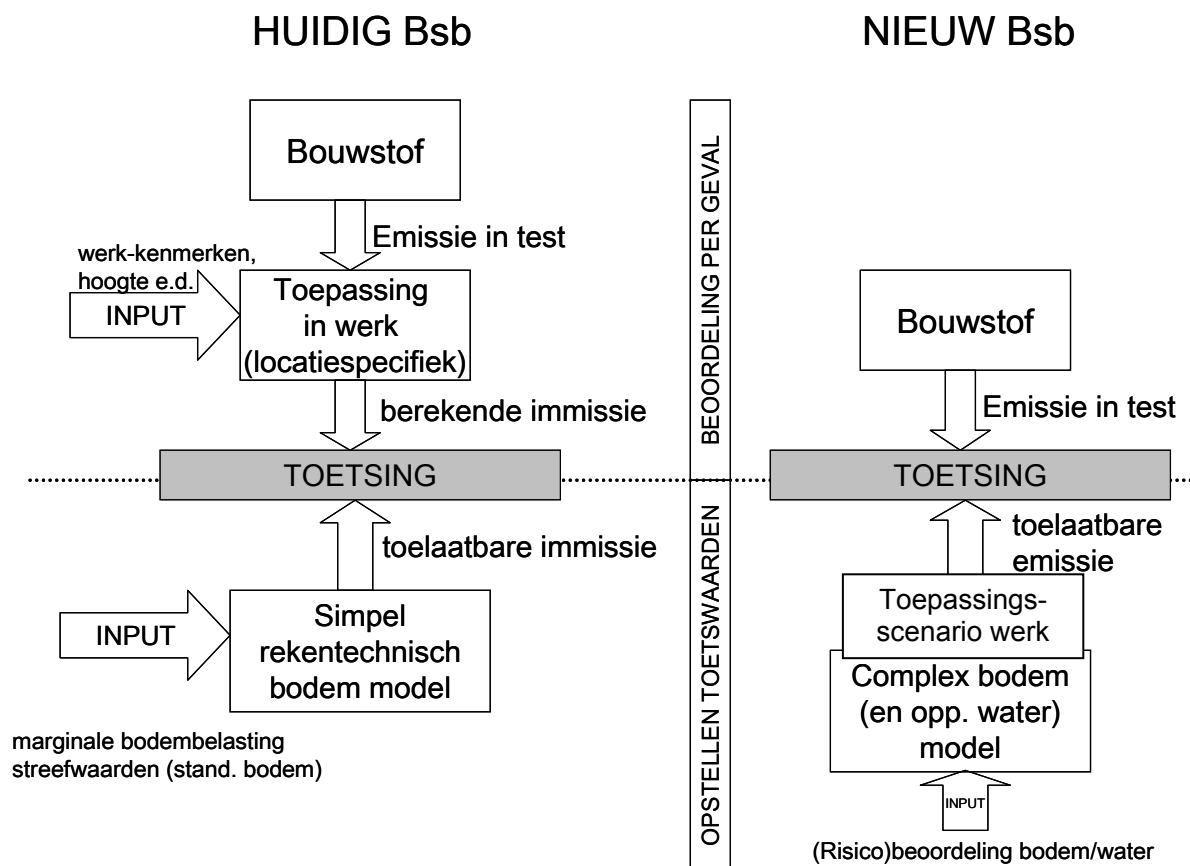
1. het karakter van het nieuwe regime;
2. de onderbouwing van de normstelling;
3. vermindering van administratieve lasten;
4. juridische verankering en handhaving.

Dit rapport richt zich op punt 2: de milieuhygiënische onderbouwing van normen.

De nieuwe regelgeving met betrekking tot bouwstoffen wordt opgenomen in het Besluit Bodemkwaliteit (VROM, in voorbereiding).

Een van de doelstellingen van de herziening van het Bouwstoffenbesluit is vereenvoudiging. Een belangrijk verschil tussen het Bouwstoffenbesluit en de voorgenomen vernieuwing is dat, naar verwachting, in het nieuwe besluit Bodemkwaliteit de uitvoeringsaspecten zelf (hoogte dikte, wel/niet in contact met oppervlaktewater) een geringere rol zullen spelen bij de beoordeling van bouwstoffen. Bij voorkeur zal een bouwstof worden getoetst met een generieke norm. Er zal niet per keer naar de specifieke toepassing worden gekeken. In plaats daarvan zal een generiek toepassingsscenario al in de grenswaarde verwerkt worden. Een norm op testniveau (emissiewaarde) heeft in het licht van de voorgenomen vereenvoudiging de voorkeur boven een immissienorm die, afhankelijk van uitvoeringsaspecten, omgerekend moet worden naar een emissiewaarde in de uitloogtest.

Schematisch is het verschil tussen de oude en de nieuwe benadering aangegeven in Figuur 1.1.



Figuur 1.1 Globale weergave van oude en voorgenomen nieuwe wijze van toetsen van bouwstoffen aan een generieke norm

## 1.2 Huidige toetsingskader Bouwstoffenbesluit

Een belangrijk uitgangspunt van het Bouwstoffenbesluit is de brongerichte aanpak. Toegepaste bouwmaterialen moeten zo schoon mogelijk zijn. Onafhankelijk van de mogelijke effecten van componenten in bouwstoffen is dit een streven op zich. Bij het vaststellen van de immissienormen in het Bouwstoffenbesluit waren de volgende uitgangspunten gekozen (Aalbers et al., 1993):

- de af te leiden normen moeten onafhankelijk zijn van de variaties in gehalten in de Nederlandse bodem en onafhankelijk van het type bodem of oppervlaktewater waarop de bouwstoffen worden toegepast.
- de belasting door andere (lokale) bronnen wordt niet meegenomen, maar dit wil niet zeggen dat deze niet van invloed zijn op de lokale bodemkwaliteit.
- er mag geen verschil zijn tussen normen voor primaire en secundaire bouwstoffen.
- de norm moet gebaseerd zijn op gemiddelde concentraties (in het compartiment) en niet afhankelijk van het verloop van de concentratie/uitloging over de tijd. Voor water kan wel met piekbelasting rekening worden gehouden.
- ten behoeve van de berekening wordt rekenkundig verondersteld dat de emissies maar in één compartiment terechtkomen.
- bodem en grondwater onder de toepassing van bouwstoffen moeten multifunctioneel blijven.
- het water rond een toepassing moet potentieel geschikt blijven voor algemene doelen en functies.

Dit heeft geleid tot het huidige toetsingskader voor het Bouwstoffenbesluit waarin de streefwaarde bodem, streefwaarde grondwater en de grenswaarden voor oppervlaktewater als referentie worden gebruikt.

### 1.3 Doel

Dit project is vooral gericht op de mogelijkheden tot herziening van het milieuhygiënische toetsingscriterium (hoe is toelaatbare uitloging te definiëren?). Dit is gedaan door het aangeven van alternatieve toetsingscriteria en van de consequenties van deze alternatieven voor de toepasbaarheid van bouwstoffen. Het doel is daarmee vooral te komen tot een beter uitlegbare milieuhygiënische onderbouwing van het besluit en hierdoor meer inzicht in de milieueffecten van de toepassing van bouwstoffen te krijgen. De resultaten dragen daardoor bij aan de onderbouwing van de herziening van het Bouwstoffenbesluit.

De studie richt zich op de anorganische componenten in steenachtige materialen en niet op de organische componenten. Organische stoffen worden momenteel getoetst aan een samenstellingseis omdat geschikte uitloogtesten ontbreken. Wel is het de bedoeling de toegepaste methodieken in de toekomst ook voor beoordeling van organisch stoffen te kunnen toepassen.

De uiteindelijke herziene methodiek voor beoordeling moet een goede balans zijn tussen zo goed mogelijke wetenschappelijke onderbouwing en een zo praktisch mogelijke toepasbaarheid. Het laatste element sluit aan bij de genoemde beleidsbrieven.

### 1.4 Vraagstelling en werkwijze

#### **Beleidsvragen**

Binnen het plan van aanpak van het VROM/V&W project ‘Herziening Bouwstoffenbesluit’ zijn binnen het deelproject A (kwaliteitseisen) beleidsvragen opgenomen waar in dit rapport antwoord op wordt gegeven:

1. Welke alternatieven zijn er voor het concept ‘marginale bodembelasting’?
2. Wat is de consequentie van deze alternatieven voor de verschillende bouwstoffen?
3. Wat zijn de mogelijkheden van een effectgerichte benadering?
4. Kan er een realistischer model worden gehanteerd voor de verdeling van componenten over bodem en grondwater?

#### **Werkwijze**

Uitgaande van bovengenoemde beleidsvragen worden de volgende resultaten opgeleverd:

1. Overzicht van emissies van bouwproducten.
2. Verkenning van een aantal alternatieven voor het huidige concept ‘marginale bodembelasting’. Naast het *stand still*-uitgangspunt is ook een risicobenadering uitgewerkt in de vorm van een Maximaal Toelaatbare Toevoeging (MTT). Ook aspecten als aard en omvang van het milieucompartiment en het tijdraam van de beoordeling komt hier aan de orde.
3. Modelmatige beschrijving van het gedrag van uitgeloopte componenten in de bodem. Hiervoor zijn twee verschillende concepten uitgewerkt. Ten eerste het K<sub>p</sub>-concept, waarin gedurende de infiltratie van water adsorptie en desorptie optreedt. Ten tweede is een speciatieconcept uitgewerkt waarin de mobiliteit van componenten wordt beïnvloed door competitie om de beschikbare bindingsplaatsen.
4. Kritische immissiewaarden en kritische emissiewaarden voor de verschillende alternatieven.

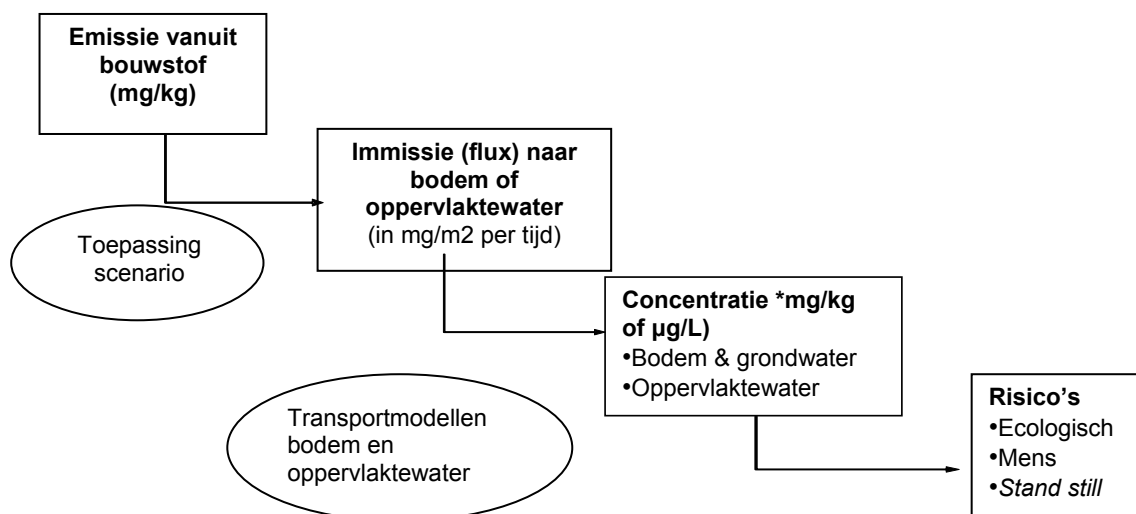
5. Overzicht van consequenties van de immissiewaarden uit het Bouwstoffenbesluit bij de huidige kwaliteit van bouwstoffen. Hierbij wordt inzicht gegeven in welk percentage van de bouwstoffen voldoet aan de huidige immissienormen (de nulvariant).
6. Overzicht van consequenties van de alternatieve criteria voor bouwproducten. In verschillende tabellen is gepresenteerd in hoeverre de bouwstoffen voldoen aan de immissiewaarden voor de verschillende componenten.

## 1.5 Alternatieve benaderingen van het toetsingskader

De vraag is welke milieuhygiënische criteria mogelijk zijn om de normstelling op te baseren. Uiteindelijk is het een voorwaarde dat het milieu afdoende beschermd is, maar ook dat hergebruik van bouwmaterialen voldoende mogelijk is. Het minimaliseren van het gebruik van primaire grondstoffen en het minimaliseren van het storten van afval zijn ook milieubaten. De immissiewaarden uit het Bouwstoffenbesluit zijn telkens aangepast om het hergebruik veilig te stellen, omdat beleidsmatig/maatschappelijk een hergebruikswens zeer sterk is. In hoofdstuk 2 wordt nader op een aantal alternatieve milieuhygiënische criteria ingegaan.

Gezocht zal moeten worden naar de onderbouwing van een generieke norm. Voor onderbouwing van een generieke eis moet een relatie gelegd worden met een generiek beschermingsniveau. Elke situatie waarin bouwstoffen toegepast worden zou apart beschouwd kunnen worden, maar gezien de wens van een meer generieke benadering voor bouwstoffen in het algemeen zal de toepassing van bouwstoffen op de bodem en in oppervlaktewater geschematiseerd moeten worden.

Met een generieke *effectgerichte benadering* kan een grens gelegd worden tussen wat nog wel en wat niet meer aanvaardbaar is. Uitloging van bouwstoffen leidt tot een bepaalde belasting van de bodem of oppervlaktewater (flux in  $\text{mg}/\text{m}^2/\text{jaar}$ ; zie Figuur 1.2). Op basis van toepassingsscenario's en een systeembenadering voor het bodem- en water compartiment kan een concentratie(-verandering) in de tijd worden berekend (in bodem, grondwater en oppervlaktewater). Op basis van de berekende concentraties kan worden getoetst aan een risicogrens of norm die relevant wordt gevonden bij de bescherming van het milieu.



Figuur 1.2 Schematisch overzicht van de rekenstappen bij een effectgerichte benadering.

Voor het bepalen van een aanvaardbare immissie (en vervolgens emissiewaarde) kan het omgekeerde traject worden gevolgd als in Figuur 1.2 is aangegeven. Beleidsmatig zal bepaald moeten worden op basis van welke eindpunten het milieu beschermd moet worden en tot welk niveau. Hoewel hier gefocust wordt op bouwstoffen, is ook afstemming nodig met andere beleidskaders (beleid rond grond en bagger, grondstromen, bodemsanering, grondwaternormstelling).

Naast dit uitgangspunt zal een *brongerichte benadering* een belangrijke rol blijven spelen. Het is van belang dat primaire bouwstoffen en secundaire bouwstoffen zo schoon mogelijk moeten zijn en dat in het proces van ontstaan van secundaire bouwstoffen zoveel mogelijk voorkomen wordt dat verontreinigingen in de bulk van de bouwstof terechtkomen. Deze brongericht benadering is hier niet verder uitgewerkt.

Het bepalen van een acceptabele beïnvloeding door bouwstoffen kan ook door na te gaan wat de relatieve bijdrage van bepaalde bouwstoffen is aan de totale bodembelasting (bodem- en grondwater). Dit kan gezien worden als een benadering op basis van '*relatieve effecten*'. Daar waar de relatieve bijdrage marginaal is ten opzichte van andere bronnen, kan er voor gekozen worden dat de bijdrage van bouwstoffen maximaal tot een bepaalde extra bijdrage (bijvoorbeeld 10%) mag leiden ten opzicht van alle andere bronnen. Ook deze benadering is hier niet verder uitgewerkt.

In deze studie is uitgegaan van het beoordelen van een bepaalde maximaal aanvaardbare beïnvloeding van de bodem, het grondwater en het oppervlaktewater. Daarbij zijn er verschillende mogelijkheden voor te beoordelen eindpunten. Een eindpunt is hier gedefinieerd als een concentratie(verandering) in een compartiment. In hoofdstuk 4 worden de eindpunten toegelicht. Deze maximaal aanvaardbare concentratie(verandering) is gebaseerd op een risicogrens of een uitwerking van het *stand still*-principe. De volgende concentraties in een compartiment zijn onderscheiden:

1. toename van het gehalte in de bodem (ten opzichte van de achtergrond);
2. toename van de concentratie in het ondiepe grondwater (ten opzichte van achtergrond);
3. toename van het gehalte in het oppervlaktewater (ten opzichte van achtergrond).

## 1.6 Definitie bodem

Bodem kan op verschillende manieren worden gedefinieerd, afhankelijk van het kader en de invalshoek die wordt gekozen.

- Het European Environmental Agency geeft de volgende definitie: '*Soil is a three-dimensional body performing a wide range of socio-economic and ecological functions. It is a complex media formed by a porous matrix, in which air, water and biota occur together with the fluxes of substances and fluids between these elements. Alteration of soil processes leads to changes in the functioning of ecosystems, and many environmental problems which become apparent in other media actually originate within the soil*' (<http://glossary.eea.eu.int/EEAGlossary/>).
- In de EU Soil strategy wordt (afkomstig van de ISO 11074-1) een meer globale definitie gebruikt: '*de bodem is de toplaag van de aardkorst gevormd door minerale deeltjes, organisch stof, water, lucht en levende organismen. Het raakvlak tussen aarde (geosfeer), lucht (atmosfeer) en water (hydrosfeer)*' (EU, 2002).
- In de Wet bodembescherming (WBB, 1986) is de bodem gedefinieerd als: '*het vaste deel van de aarde met de zich daarin bevindende vloeibare en gasvormige bestanddelen en organismen*'. De bodem volgens de Wet Bodembescherming, is het bovenste laagje van de

aardkorst en de ondergrond, die uit niet verweerd materiaal bestaat. Bodem omvat hiermee in feite ook het grondwater.

- In de klassieke bodemkunde wordt onder bodem de eerste 1 à 1.5 meter onder het bodemoppervlak verstaan. Ook voor *grond* bestaan de nodige definities, maar daarop wordt hier niet ingegaan.

In deze studie wordt uitdrukkelijk gesproken over bodem én grondwater. Ten eerste om duidelijk te maken dat uitdrukkelijk met beide rekening wordt gehouden, ondanks dat grondwater als een onderdeel van de bodem kan worden gezien. Ten tweede worden een aantal berekeningen gedaan waarbij bodem en grondwater worden onderscheiden. Daarbij wordt onder concentratie in '*bodem*' het totaalgehalte van componenten in de bodemlaag verstaan (als puur product, aan de vaste fase, opgelost in het bodemwater/grondwater, in de bodemlucht en levende organismen). Onder concentratie in het '*grondwater*' wordt de opgeloste concentratie in de verzadigde zone (onder de grondwaterspiegel) verstaan.

## 2 Milieukwaliteitscriteria

### 2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op milieukwaliteitscriteria voor verschillende compartimenten. Emissiewaarden voor bouwstoffen worden afgeleid van milieukwaliteitscriteria in bodem, water, oppervlaktewater en waterbodem. Om alternatieve emissiewaarden voor bouwstoffen af te kunnen leiden zijn de ontvangende bodem en het ontvangende oppervlaktewater vertaald in rekenkundige systemen (zie hoofdstuk 4). Er zijn beleidsmatig vastgestelde milieukwaliteitscriteria, zoals streefwaarden en MTR (Maximaal Toelaatbaar Risico) voor het oppervlaktewater die geen wettelijke status hebben. De wetenschap loopt wat betreft normstelling vooruit op het beleid. Nieuwe methodieken en meer en betere onderzoeksgegevens leiden ertoe dat er in het wetenschappelijke circuit kwaliteitscriteria zijn die in principe betrouwbaarder zijn dan de huidige vastgestelde normen. Daarnaast ontbreken voor de bodem beleidsmatig vastgestelde MTR's. Deze zijn hier afgeleid volgens gangbare methodiek, en gebruikt als alternatieve onderbouwing van emissiewaarden.

De uiteindelijke keuze van de milieukwaliteitscriteria voor bodem is mede afhankelijk van de beleidskeuzes in project NOBO (Normstelling en BODemkwaliteitsbeoordeling). Daar worden de beleidsmatige generieke uitgangspunten voor het nieuwe bodembeleid bepaald. Door de NOBO-projectgroep zijn voorlopige keuzes gemaakt ten behoeve van de uitwerking van emissiewaarden in deze rapportage. Op basis van de resultaten in dit rapport en de resultaten van beleidsmatige discussies zullen de uiteindelijke milieukwaliteitscriteria worden bepaald, waaronder de emissies vanuit bouwstoffen naar bodem en oppervlaktewater die vanuit milieuhygiënisch oogpunt acceptabel worden gevonden.

Doel van deze studie is alternatieven voor het milieuhygiënisch referentiekader te beschouwen. De specifieke beleidsmatige wens is naast de *stand still*-benadering een risicobenadering als referentiekader te gebruiken. Afhankelijk van het uiteindelijk beleidsmatig te kiezen kader leidt dit tot een andere beoordeling van bouwstoffen. In overleg met VROM en V&W zijn verschillende milieukwaliteitscriteria geselecteerd om als referentiekader te dienen. Er is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van beleidsmatig vastgestelde kwaliteitscriteria. In de toekomst kunnen de exacte waarden van de verschillende criteria wijzigen op basis van voortschrijden de kennis over effecten van stoffen en als gevolg van (Europese) harmonisaties van risicobeoordelingsmethoden. De methodieken hiervoor zijn vastgelegd, maar de afleiding van risicogrenzen is nog maar beperkt uitgevoerd.

In deze rapportage wordt zowel aan een *stand still*-benadering als aan een *risicobenadering* invulling gegeven. De gekozen benadering sluit overigens niet uit dat beleidsmatig ook gebruik wordt gemaakt van het *inspanningsbeginsel van BBT* (best beschikbare technieken, voorheen ook 'stand der techniek', ALARA (As Low As Reasonably Achievable), BUT (Best Uitvoerbare techniek), BBT (Best Beschikbare Techniek).

## 2.2 *Stand still*-benadering

Uitgangspunt van de huidige milieuhygiënische onderbouwing is dat bouwstoffen de kwaliteit van bodem en grondwater niet nadelig mogen beïnvloeden; dit betekent ook dat een *stand still* in concentraties wordt nagestreefd. *Stand still* betekent in feite dat er geen verhoging optreedt van de achtergrondgehalten in een gebied. Deze verschillen echter sterk per gebied, zowel van natuurlijke oorsprong als door menselijke activiteiten. Om tot een operationele uitwerking *stand still* te komen kan worden gewerkt met een toename ten opzichte van achtergrondgehalten. Een van de doorgerekende alternatieven voor bouwstoffen is gebaseerd op een procentuele toename ten opzichte van de streefwaarden voor bodem.

Streefwaarden zijn langetermijnbeleidsdoelstellingen die niet overschreden zouden moeten worden (VROM, 1999a). Streefwaarden zijn vanuit het algemene milieubeleid geformuleerd voor verschillende milieucompartimenten. Streefwaarden worden in principe gesteld op het niveau van het zogenaamde Verwaarloosbaar Risico (zie Bijlage B1.1 voor de streefwaarden en Bijlage 2 voor een onderbouwing van de streefwaarden). Daardoor zijn streefwaarden geen achtergrondgehalten, maar waarden die als een referentie gelden voor een goede bodemkwaliteit. Voor metalen geldt dat hierbij ook rekening wordt gehouden met de (gemeten) achtergrondgehalten in relatief onbelaste gebieden.

Het gebruik van bouwstoffen leidt per definitie tot een toename van de concentratie in de verschillende milieucompartimenten. Bij het afleiden van alternatieve emissiewaarden voor bouwstoffen kan de mate waarin de toename ten opzichte van de streefwaarde nog aanvaardbaar is, onderwerp van discussie zijn. Deze acceptabele toename hoeft niet voor alle compartimenten hetzelfde te zijn. Voor bodem en waterbodem kan de acceptabele toename lager zijn, omdat hierin mettertijd accumulatie op zal treden, terwijl in het grondwater (langzaam) en in oppervlaktewater (wat sneller) verversing of verdunning optreedt. In dit rapport is als uitwerking van *stand still* aangesloten bij de keuzes uit het Bouwstoffenbesluit, zoals hierboven beschreven.

## 2.3 Risicobenadering: ecologisch

### *Het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR<sub>eco</sub>)*

Voor de herziening van het Bouwstoffenbesluit is gevraagd de emissie ook via een risicobenadering te beoordelen. Daarbij ligt de nadruk op de ecologische risico's. Generieke ecologische risico's kunnen per milieucompartiment worden weergegeven via *het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR<sub>eco</sub>)*. Het MTR<sub>eco</sub> geldt voor blootstelling aan één enkele stof en er bestaat redelijke zekerheid dat bij het niet overschrijden ervan het ecosysteem voldoende beschermd is. Het MTR<sub>eco</sub> wordt afgeleid op basis van gevoeligheid van soorten organismen. Als er voldoende gegevens beschikbaar zijn, wordt uit de gevoeligheidsverdeling van soorten het 5<sup>e</sup>-percentiel van de NOEC's (No observed effect concentration in een laboratoriumproef) geselecteerd (ook wel HC5 genoemd). Volgens de huidige normstellingsmethodiek (TGD/INS) zou er nog een factor 1 tot 5 overheen moeten worden gezet, afhankelijk van de onzekerheden in de statistische extrapolatie. Wanneer er echter niet voldoende gegevens beschikbaar zijn, geldt de laagste NOEC waarover een veiligheidsfactor wordt gezet.

Uit deze procedure volgt de MTR waarvan men vindt dat die voldoende zekerheid biedt dat het ecosysteem in zijn geheel beschermd wordt. Voor het oppervlaktewater gelden de waarden die zijn vastgelegd in de Ministeriële 'Regeling milieukwaliteitseisen gevaarlijke stoffen oppervlaktewateren' van 11 december 2004. Voor bodem en grondwater zijn waarden



gebruikt die niet als zodanig beleidsmatig zijn vastgesteld, maar zijn afgeleid volgens vergelijkbare methodieken.

De methodiek voor het afleiden van het MTR is voortdurend in ontwikkeling. De meeste beleidsmatig vastgestelde MTR's zijn momenteel afgeleid in het project integrale normstelling stoffen (VROM, 1999a; Crommentuijn et al., 1997).

De meest recente methodiek is beschreven in het 'Technical Guidance Document', dat in Europees kader geldt (EC, 2003) voor de risicobeoordeling van nieuwe en bestaande chemische stoffen en biociden. Hierin wordt een PNEC (Predicted No Effect Concentration) afgeleid, welke overeenkomt met de in Nederland gehanteerde term van MTR. Het belangrijkste verschil met de methodiek die is gebruikt voor de Nederlandse MTR's is dat vaker en hogere veiligheidsfactoren worden gebruikt. In opdracht van de Europese Commissie heeft het Fraunhofer Instituut normen afgeleid in verband met de invoering van de Europese Kaderrichtlijn Water. Het Fraunhofer Instituut heeft het Technical Guidance Document van de EC gevolgd. Ten tijde van het schrijven van dit rapport zijn conceptnormen voor het oppervlaktewater voor 33 stoffen bekend gemaakt. Aangezien de normen nog niet definitief zijn vastgesteld, zijn ze niet in onderhavig rapport opgenomen.

### ***Maximaal Toelaatbare Toevoeging (MTT)***

Bij de afleiding van alternatieve emissiewaarden is voor alle compartimenten onder andere de 'toegevoegd risicobenadering' gebruikt. De geselecteerde MTT-waarden zijn weergegeven in bijlage B1.2. Zowel voor het afleiden van kritische emissiewaarden als voor de toetsing van emissies uit bouwmaterialen worden natuurlijke achtergrondgehalten buiten beschouwing gelaten. Achtergrondgehalten kunnen regionaal sterk verschillen. Omdat de achtergrondgehalten hier zijn geëlimineerd, is de MTT-benadering geschikt om te gebruiken voor generieke normstelling.

Het concept van de 'toegevoegd risicobenadering' van Struijs et al. (1997) is door Crommentuijn et al. (1997) aangepast. In Verbruggen et al. (2001) is deze benadering kort samengevat. Bij deze benadering wordt eerst op basis van laboratoriumtoxiciteitsgegevens een effectconcentratie berekend. De effectconcentraties van deze toxiciteitstesten zijn uitgedrukt als de toegevoegde concentraties aan testbodem (of water). De uiteindelijke risicogrens bestaat uit het toegevoegde deel, dat veroorzaakt is door menselijke activiteiten, en de 'natuurlijke' achtergrondconcentratie ( $C_b$ ) ( $MTR = MTT + C_b$ ).

Het achtergrondgehalte voor bodem is gebaseerd op de 90-percentiel waarde van een reeks bodems van 19 relatief onbelaste gebieden (De Wilde, 1992). Op basis van analyses van deze gronden is ook de term a, uitloging uit schone grond, afgeleid.

In de oorspronkelijke beschrijving van de toegevoegd risicobenadering is de biologische beschikbare fractie van de achtergrondgehalten variabel (van 0 tot 100%). Sinds MTR's moeten worden afgeleid voor het generieke beleid, wordt ervan uitgegaan dat het natuurlijke achtergrondgehalte niet bijdraagt aan de biologische effecten, met andere woorden niet biologisch beschikbaar is (Crommentuijn et al., 1997). Dit is gedaan vanuit het (beleids)standpunt dat de effecten van de natuurlijke achtergrondconcentratie als acceptabel beschouwd mogen worden. Van de in het laboratorium toegevoegde metalen aan de test is aangenomen dat deze volledig biologisch beschikbaar zijn. Op dit moment is er onvoldoende informatie om een algemene biobeschikbare fractie in bodem af te leiden.

### ***Het Ernstig Risiconiveau ( $ER_{eco}$ of $SRC_{eco}$ )***

Naast het MTR-niveau bestaat een Ernstig Risiconiveau (ER) Dit is het niveau waarop de helft van de organismen of processen potentieel effecten ondervindt, en dat gebaseerd is op het 50-percentiel van de NOEC's voor een stof. Dit wordt de HC50 (Hazardous Concentration) genoemd. De interventiewaarden bodemsanering zijn mede gebaseerd op deze risicogrenzen. In Bijlage B1.4 zijn deze risicogrenzen opgenomen, die afkomstig zijn uit Verbruggen et al. (2001) en Van Vlaardingen (2005) voor respectievelijk grondwater en bodem. De waarden uit Verbruggen et al. (2001) gaan naar verwachting mede de basis vormen voor de herziene interventiewaarden bodem/grondwater. Het wordt als zeer ongewenst gezien dat concentraties in bodem en grondwater dit niveau overschrijden, aangezien er dan een ernstig verontreinigde locatie ontstaat.

### ***Risicobenadering: drinkwaternormen***

Ter bescherming van het grondwater als drinkwaterbron is het wenselijk om na te gaan of drinkwaternormen op termijn niet worden overschreden.

In verschillende kaders zijn normen opgesteld die gebruikt kunnen worden om een maximale concentratie aan te geven die in het bovenste grondwater op termijn mag ontstaan als gevolg van emissies door bouwstoffen. In bijlage B1.3 zijn verschillende drinkwaternormen opgenomen.

De kwaliteitsnormen van het *Waterleidingbesluit* (WLB, 2001) zijn gehanteerd als een referentiekader, aangezien deze waarden betrekking hebben op de Nederlandse situatie en grotendeels overeenkomen met de waarden in de Europese 'Drinking Water Directive' (EC, 1998; Versteegh, 1999).

Aangezien voor een aantal stoffen vanuit het oogpunt van drinkwater zeer hoge concentraties acceptabel zijn (lage toxiciteit voor de mens), wordt aanbevolen deze drinkwaternormen niet losstaand te gebruiken. De drinkwaternormen zijn vergeleken met geldende interventiewaarden voor het grondwater. Indien deze waarden strenger zijn dan de drinkwaternormen, hetgeen voor chroom, koper, kwik en tin het geval is, heeft de interventiewaarde als uitgangspunt gediend.

## **2.4 Uitloging uit schone grond (term a)**

Beleidsmatig is gesteld dat bouwstoffen niet schoner hoeven te zijn dan de uitloging uit schone grond (de zogenaamde term a). Deze term a wordt van het resultaat van de uitloogtest afgetrokken alvorens bouwstoffen te toetsen aan de immissiewaarden. De hoogte van de term a is dus van grote invloed op de uiteindelijke toetsing. De term a is beleidsmatig vastgesteld in het *Bouwstoffenbesluit* (BsB, 1999) en voor enkele componenten aangepast door de *Wijziging Uitvoeringsregeling Bouwstoffen* (WUB, 2005). De term a is bepaald door 19 referentiegronden in een kolomproef uit te logen met aangezuurd water (pH=4), volgens de standaardkolomtest (NEN 7343). Deze referentiegronden zijn vooral bovengronden (0-10 cm) in relatief onbelaste gebieden met van nature ook relatief lage pH-waarden. Om per component tot een term a te komen is het 90-percentiel van de uitloging voor deze gronden berekend, nadat de resultaten genormaliseerd waren voor lutum- en humusgehalten van de 'standaardbodem' (De Wilde et al., 1992).

De term a wordt gepresenteerd als een correctie van laboratorium naar praktijk, aangezien bodems en bouwstoffen 'in situ' anders zullen uitlogen dan onder laboratorium condities. Dit zal een rol spelen, maar opvallend is dat voor een aantal metalen deze term a (veel) groter is

dan de milieuhygiënische norm. In hoeverre dit een gevolg is van de zure testomstandigheden en de keuze van relatief zure gronden is vooralsnog onduidelijk. Naar verwachting zal, afhankelijk van het bufferende vermogen van de grond, voor kationen de uitloging bij hogere pH minder zijn en de term a daardoor kleiner worden. Voor anionen echter zou het omgekeerde kunnen gelden. Vanwege dit soort onzekerheden is het belangrijk de kritische immissiewaarden voor de bodem/ het grondwater te scheiden van de term a.

In dit onderzoek is de reden voor het weglaten van de correctie, dat een correctie op basis van de uitloging van natuurgronden veel meer is dan het corrigeren van uitloging voor 'in situ'-effecten. Daarbij komt dat het milieuhygiënische referentiekader zich richt op toegevoegde concentraties en het toegevoegd risico, waardoor er geen reden is om rekening te houden met een basisuitloging uit natuurgronden. Alleen ten behoeve van het doorrekenen van consequenties van de nul-variant voor bouwstoffen in deel 2 is de term a wel verrekend, omdat die destijds onderdeel uitmaakte van de methodiek.

Om het belang van de term a zichtbaar te maken kan de term a (emissiewaarde in mg/kg) omgerekend worden naar een immissiewaarde in de bodem (in mg/m<sup>2</sup>/J jaar; zie Tabel 2.1). Bij de uitwerking in deze rapportage is de huidige term a gebruikt (zonder de verhogingen uit de Wijziging Uitvoeringsregeling (2005)).

Wanneer de afgeleide norm voor bodem lager is dan de term a, zou term a als een ondergrens gehanteerd kunnen worden. Dit zorgt ervoor dat afgeleide kritische immissiewaarden voor bodem nooit lager zijn dan de uitloging van 'schone' bodem.

Wanneer in de uiteindelijke onderboring de uitloging uit schone grond van belang wordt gevonden, is het wenselijk om met nieuwe data over uitloging van grond een nieuwe waarde af te leiden. Op basis van nieuwe gegevens van de uitloging van grond (afkomstig uit databestanden van het 'bijzonder parameters onderzoek'; Nieuwenhuis en Lamé, 2006) zouden alternatieve waarden voor uitloging uit schone gronden afgeleid kunnen worden. Een belangrijk verschil met de huidige basis van de term a is dat de databestanden gegevens van boven én ondergronden bevatten en niet alleen relatief zure bovengronden.

Tabel 2.1 Omrekening van term a (mg/kg) naar immissiewaarde (in mg/m<sup>2</sup>/J jaar). Voor Br<sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup> en SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> is J=1 jaar (grijs gearceerd), voor de overige componenten is J=100 jaar.

	Imax (mg/m <sup>2</sup> /J jaar) Bsb 1999	kappa (de Wilde, 1992)	Term a (Bsb, 1999)				Wijzigingen term a (WUB, 2005)					
			Emissie (mg/kg)	Immissie (mg/m <sup>2</sup> /J jaar)				Emissie (mg/kg)	Immissie (mg/m <sup>2</sup> /J jaar)			
				hoogte (m)	0.2	0.5	0.7		2	0.2	0.5	0.7
Antimoon	39	0.04	0.02	17	35	43	60	0.06	51	106	128	181
Arseen	435	0.01	0.7	1365	1806	1912	2104					
Barium	6300	0.17	0.9	340	848	1179	2755	2.7	1019	2545	3537	8266
Cadmium	12	0.32	0.021	7	17	24	65					
Chroom	1500	0.25	0.09	30	76	106	277					
Kobalt	300	0.13	0.18	78	193	264	549					
Koper	540	0.27	0.25	83	208	291	770					
Kwik	4.5	0.14	0.016	7	16	23	49					
Lood	1275	0.18	0.8	296	738	1028	2451					
Molybdeen	150	0.38	0.15	48	119	167	464	0.45	143	357	500	1391
Nikkel	525	0.26	0.63	210	526	736	1940					
Seleen	15	0.16	0.03	12	29	40	92	0.09	35	87	120	275
Tin	300	0.10	0.03	15	36	48	91					
Vanadium	2400	0.04	0.4	369	742	882	1207	1.2	1108	2225	2645	3622
Zink	2100	0.28	2	659	1648	2306	6163					
Cyaniden (vrij)	15	0.22	0	0	0	0	0					
Cyaniden (complex)	75	0.21	0	0	0	0	0					
Br <sup>-</sup>	90	0.51	2.6	315	362	372	389					
Br <sup>-</sup> in brak of zeewater	-											
Cl <sup>-</sup> op/in de bodem (*1)	87000	0.65	51	7370	8772	9080	9613					
Cl <sup>-</sup> in opp. water	174000											
F <sup>-</sup> op/in de bodem	14000	0.26	1.5	111	119	121	124	4.5	332	357	362	371
F <sup>-</sup> in brak of zeewater	56000											
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> op/in de bodem (*2)	150000	0.33	118	10286	11267	11468	11805	354	30858	33801	34404	35415
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> in opp. water	124000											
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> in brak of zeewater	180000											

\*1 Voor niet-vormgegeven bouwstoffen met geïsoleerde toepassing geldt een immissie-eis van 30000 mg/m<sup>2</sup>/100 jaar

\*2 Voor niet-vormgegeven bouwstoffen met geïsoleerde toepassing geldt een immissie-eis van 45000 mg/m<sup>2</sup>/100 jaar



## 3 Toepassingsscenario's van bouwstoffen

### 3.1 Algemeen

In het Bouwstoffenbesluit zijn eisen opgenomen voor de toelaatbare immissie in de bodem. Om op basis van de resultaten van een uitloogproef een schatting te maken van de immissie (vanuit het werk) naar de bodem (en grondwater) en het oppervlaktewater (en waterbodem) is een omrekening nodig. De volgende termen worden hierbij gehanteerd:

*Immissie* geeft het stoftransport weer over de grens tussen het werk waarin de bouwstof is toegepast en het milieucompartiment. De immissie wordt uitgedrukt als een hoeveelheid stof die op een oppervlak komt in een bepaalde tijd (meestal in  $\text{mg}/\text{m}^2/100$  jaar).

*Emissie* uit een bouwstof wordt in principe afgemeten aan de hoeveelheid van een component die in een test vrij komt (voor niet-vormgegeven bouwstoffen uitgedrukt in  $\text{mg}/\text{kg}$  bouwstof, voor vormgegeven bouwstoffen uitgedrukt als  $\text{mg}/\text{m}^2$  bouwstof).

*Toepassingsscenario's* beschrijven de verschillende uitvoeringsaspecten die worden beschouwd en de aannames die hiervoor zijn gedaan. Op grond van de toepassingsscenario's kan emissie omgerekend worden naar immissie of andersom. In Figuur 1.2 is de plaats van de toepassingsscenario's in de hele systeembenadering gevisualiseerd.

*De bronterm* is een beschrijving van de immissie in de tijd. Deze bronterm is nodig voor het berekenen van concentraties in de bodem, grondwater en oppervlaktewater.

In het Bouwstoffenbesluit is de omrekening van emissie naar immissie vastgelegd in enkele formules (zie paragraaf 3.3). Deze formules hebben bij de afleiding van alternatieve emissiewaarden opnieuw als uitgangspunt gediend. Mogelijk worden deze extrapolatieformules in de toekomst herzien op basis van nieuwe onderzoeksgegevens of wanneer nieuwe testmethoden worden geïntroduceerd.

Bij de toepassingsscenario's wordt onderscheid gemaakt tussen niet-vormgegeven bouwstoffen en vormgegeven bouwstoffen. In alle gevallen is de standaard beoordelingstijd 100 jaar.

In dit hoofdstuk wordt eerst een overzicht gegeven van de verschillende toepassingsscenario's van bouwstoffen. Vervolgens worden de scenario's voor bodem (paragraaf 3.3) en oppervlaktewater (paragraaf 3.4) meer in detail beschreven.

### 3.2 Overzicht toepassingsscenario's

Ten behoeve van een generieke beoordeling is een aantal toepassingsscenario's gedefinieerd. Dit is gedaan voor toepassing op/in de bodem en in het oppervlaktewater, waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen niet-vormgegeven en vormgegeven bouwstoffen.

Tabel 3.1 geeft een globaal overzicht van de toepassingsscenario's die zijn uitgewerkt. In de paragrafen 3.3 en 3.4 wordt dit nader toegelicht.

Voor de bodem worden de volgende toepassingsscenario's onderscheiden:

- Niet-vormgegeven bouwstoffen op de bodem in een open toepassing;
- Niet-vormgegeven bouwstoffen op de bodem in een geïsoleerde toepassing;
- Vormgegeven bouwstoffen op de bodem, periodiek nat;
- Vormgegeven bouwstoffen op de bodem, permanent nat.

Bij de niet-vormgegeven bouwstoffen wordt onderscheid gemaakt in funderingsmaterialen (met toepassingshoogte van gemiddeld 0.2 m en maximaal 0.5 m) en ophoogmaterialen (met toepassingshoogte van gemiddeld 0.7 m en maximaal 2 m).

Voor oppervlaktewater worden 2 toepassingsscenario's onderscheiden:

- Niet-vormgegeven bouwstoffen in oppervlaktewater in een open toepassing;
- Vormgegeven bouwstoffen in oppervlaktewater, permanent nat.

Er wordt voor oppervlaktewater onderscheid gemaakt in 3 typen watersystemen en de immissie naar oppervlaktewater en waterbodem worden apart beschouwd (zie paragraaf 3.4)

De emissiescenario's die momenteel uitgewerkt worden ten behoeve van de Europese Bouwproducten richtlijn (CPD) sluiten op hoofdlijnen aan bij de hier beschreven scenario's voor verschillende typen bouwstoffen. Voorlopig onderscheidt CPD:

1. niet-vormgegeven bouwstoffen (granular material);
2. vormgegeven in contact met bodem (monolith);
3. vormgegeven, afspoeling naar bodem (monolith run-off);
4. grof of fijn puin in contact met bodem (coarse or fine debris);
5. van drinkwaterleiding naar getransporteerd water (diffusion from DW pipe);
6. vormgegeven in contact met water (monolith in contact with water);
7. afspoeling van plaatvormige metalen naar bodem of riool. (run-off from metal plate material).

Het zal nog tijd kosten om de voorstellen te bespreken en vast te stellen (mededeling ECN, nov. 2005). Alleen emissiescenario's 5 en 7 worden niet afgedekt met de hierna beschreven scenario's.

Tabel 3.1 Overzicht toepassingsscenario's met onderscheidende parameters

Compartiment+ Bouwstof	Effectieve infiltratie (mm/jaar)	% nat (tijdsfractie)	Toepassings- hoogte <sup>1</sup> (m)	m <sup>2</sup> materiaal/ m <sup>2</sup> bodem	Aanleggsnelheid (ton of m <sup>2</sup> per dag)
<b>Bodem</b>					
Niet-vormgegeven bouwstoffen	300 (open) 6 (geïsoleerd)	n.v.t.	0.2 0.5 0.7 2	n.v.t.	n.v.t.
Vormgegeven bouwstoffen	n.v.t.	10% en 100%	n.v.t.	≥1	n.v.t.
<b>Oppervlaktewater<sup>3</sup></b>					
Niet-vormgegeven bouwstoffen	600	n.v.t.	0.2 0.5 0.7 2	n.v.t.	1000 ton/ dag (minder voor polderwater)
Vormgegeven bouwstoffen	n.v.t.	100% <sup>2</sup>	n.v.t.	≥1	5000 m <sup>2</sup> /4 dagen (minder voor polderwater)

<sup>1</sup> hoogte verschilt per type bouwstof; voor ophogingmaterialen is gerekend met 0.7 en 2 meter en voor funderingsmaterialen met 0.2 en 0.5 meter als resp. gemiddelde en 'realistic worst case'.

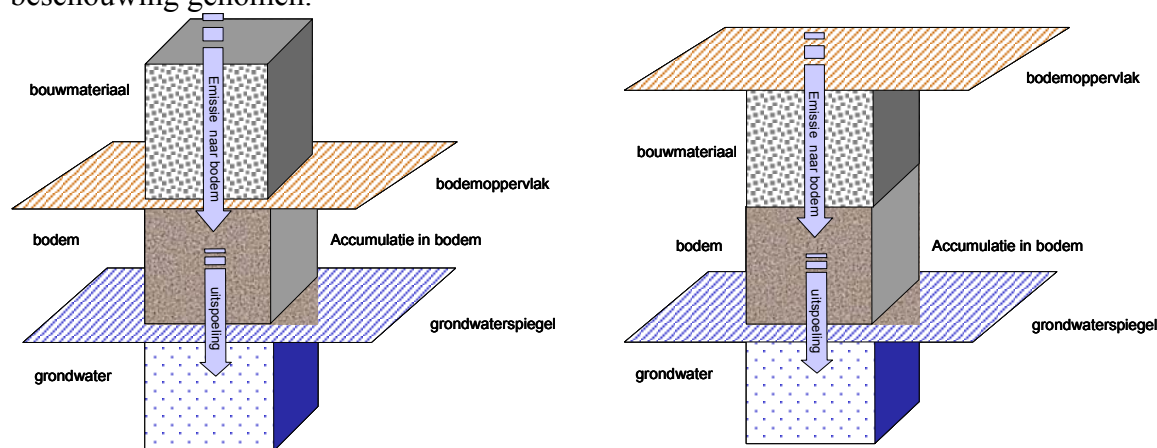
<sup>2</sup> scenario is hetzelfde als voor bodem.

<sup>3</sup> Voor oppervlaktewater zijn verschillende watergangen bekeken (zie paragraaf 3.4).

### 3.3 Scenario's bodem

#### 3.3.1 Niet-vormgegeven bouwstoffen

Niet-vormgegeven bouwstoffen worden in dunne of dikkere lagen toegepast, zowel in als op de bodem. In de modellering wordt er geen expliciet onderscheid gemaakt tussen toepassing in of toepassingen op de bodem. (zie Figuur 3.1) Voor de berekening is er geen verschil tussen beide aangezien de percolatie en de grondwaterstand maatgevend zijn, en voor toepassingen in en op de bodem de aangenomen infiltratie gelijk blijft. De aanname is dat de grondwaterspiegel zich op ongeveer 1 m onder het bouw materiaal bevindt. De situatie dat niet-vormgegeven bouwstoffen in de grondwaterzone worden toegepast wordt hier niet in beschouwing genomen.



Figuur 3.1 Algemeen scenario voor toepassing van niet-vormgegeven bouwstoffen op of in de bodem

In de bestaande omrekenformules (van testemissie naar immissie) in het Bouwstoffenbesluit spelen vooral de toepassingstijd ( $J$  in jaren), de toepassingshoogte ( $h$ ) en de effectieve infiltratie een belangrijke rol bij de berekening van de immissies. Behalve voor de toepassingshoogte, zijn voor de toepassingstijd en de effectieve infiltratie vaste waarden voorgeschreven.

Het verband tussen emissie en immissie is beschreven in de Uitvoeringsregeling bij het Bouwstoffenbesluit (1995):

Vergelijking 1 Emissie naar de bodem uit niet-vormgegeven bouwstoffen

$$I_{\text{bodem}} = E_{\text{werk}} = \frac{E_{\text{product}} - a) * d_b * h * (1 - e^{-\kappa * d_b * h})}{(1 - e^{-\kappa * 10})} \frac{N_i * J}{(1 - e^{-\kappa * 10})} \quad (\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \text{ in } J \text{ jaren})$$

waarin:

$I_{\text{bodem}}$	immissie naar de bodem (in $\text{mg}/\text{m}^2$ in $J$ jaren);
$E_{\text{werk}}$	emissie vanuit een werk (in $\text{mg}/\text{m}^2$ in $J$ jaren);
$E_{\text{product}}$	gemeten cumulatieve productemissie in een kolomtest met $L/S=10$ (in $\text{mg}/\text{kg}$ );
$d_b$	dichtheid van de bouwstof (gesteld op $1550 \text{ kg}/\text{m}^3$ , ofwel een lagere reële waarde);
$h$	de grootste hoogte waarin een bouw materiaal in een werk is aangebracht (in m);
$\kappa$	kappa, pre-exponentiële constante, maat voor de snelheid van uitloging;
$N_i$	effectieve infiltratie ( $\text{mm}/\text{jaar}$ );
$J$	tijd (jaar);
$A$	uitloging uit schone (natuur) grond ( $\text{mg}/\text{kg}$ ).

Hierna wordt op de verschillende parameters ingegaan en aangegeven welke vaste waarde of set van waarden voor deze parameters is gekozen.

*Emissie uit schone grond (term a)*

In het Bouwstoffenbesluit wordt het resultaat van de uitloogproef voor niet-vormgegeven bouwstoffen getoetst aan de som van de term *a* en de naar een emissie omgerekende immissienorm (voor een nadere toelichting op term *a* zie paragraaf 2.4).

De waarde van term *a* heeft getalmatig vooral betekenis bij toepassingen in grotere ophogingen (de toegestane immissie blijft gelijk, terwijl de waarde van factor *a* relatief groter wordt). Om het effect van de waarde van term *a* te beoordelen wordt, bij het toetsen van de huidige kwaliteit van bouwstoffen aan voorgestelde kritische emissiewaarden, de term *a* apart zichtbaar gemaakt.

*Factor tijd (J)*

In het Bouwstoffenbesluit is de emissie over 100 jaar beoordeeld voor accumulerende stoffen (metalen + fluoride) en over 1 jaar voor stoffen die naar verwachting snel uitspoelen ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$  en  $\text{SO}_4^{2-}$ ). In deze studie is in principe voor alle stoffen naar de tijdsperiode van 100 jaar gekeken. Componenten worden niet bij voorbaat behandeld als mobiel of immobiel. De mate waarin grondstoffen het grondwater bereiken is onderdeel van de berekening. Het uitspoelingsmodel voor de bodem doet berekeningen voor een periode van 100 jaar (eventueel is ook een langere periode mogelijk). De cumulatieve emissie en immissie worden daarom ook voor 100 jaar berekend.

*Pre-exponentiële factor ( $\kappa$ ), kappa*

Kappa is per component en per bouwstof verschillend en kan met behulp van uitloogtests worden bepaald. Kappa geeft de afname van de emissie in de tijd aan. Voor het afleiden van generieke emissienormen wordt er geen rekening gehouden met bouwstofspectifieke kappawaarden. Wel is er voor elke component een kappa geselecteerd, die het gemiddelde vormt voor vele bouwstoffen. In Aalbers et al.(1993) was een lijst met gemiddelde kappawaarden opgenomen. Inmiddels is er meer bekend over de kappawaarden. Daarom wordt er in dit onderzoek gerekend met herziene kappawaarden (De Wilde, 1998); zie Bijlage 6. Door het gebruik van deze kappawaarden wordt aangesloten bij de meeste recente kennis over de gemiddelde waarden voor meerdere bouwstoffen.

De waarde van kappa kan per bouwstof (sterk) verschillen. Aangezien echter maar over een beperkt aantal bouwstoffen voldoende informatie is voor een bouwstofspectifieke kappa, kan momenteel per component alleen van een generieke waarde voor alle bouwstoffen worden uitgegaan. Wanneer voor bepaalde bouwstoffen meer informatie over de kappa aanwezig zou komen, zou in de toekomst met bouwstofspectifieke waarden gerekend kunnen worden. In hoeverre hiervoor beleidsmatige ruimte wordt gegeven, ligt buiten de reikwijdte van deze studie.

*Dichtheid van de bouwstof ( $d_b$ )*

De dichtheid van de bouwstof is een standaardwaarde en is in het Bouwstoffenbesluit gesteld op  $1550 \text{ kg/m}^3$ . Hiermee is ook hier opnieuw gerekend. Voor bouwstoffen waarvan bekend is dat deze altijd een veel lagere dichtheid hebben, kan een andere waarde gehanteerd worden, maar dat is in de huidige berekening niet gedaan.



### *Toepassingshoogte (laagdikte) (h)*

De toepassingshoogte van niet-vormgegeven bouwstoffen kan in de praktijk sterk verschillen. Bepaalde bouwstoffen worden als ophooglaag van enkele meters gebruikt, terwijl andere bouwstoffen alleen als funderingsmateriaal worden toegepast. Gebruik van de bestaande formules leert dat boven een toepassingsdikte van ongeveer 2 m de cumulatieve emissie over 100 jaar nog maar weinig toeneemt. Bij beoordeling van een langere tijdschaal dan 100 jaar zullen er wel verschillen zichtbaar zijn. Voor bouwstoffen die voor ophoging/aanvulling worden gebruikt is een enigszins conservatieve waarde van 2 m gebruikt en een gemiddelde waarde van 0.7m. Voor bouwstoffen die alleen als funderingsmateriaal worden gebruikt, is een gemiddelde waarde van 0.2 m en een conservatieve waarde van 0.5 m gehanteerd. In hoofdstuk 7 is per bouwstof aangegeven of deze gebruikt wordt als ophoog en/of funderingsmateriaal. De informatie over de gangbare toepassingshoogte is gebaseerd op De Wilde (2002).

### *Type toepassing en hoeveelheid infiltrerend water ( $N_i$ )*

De jaarlijkse hoeveelheid infiltrerend regenwater kan sterk verschillen. Dit is afhankelijk van de hoeveelheid neerslag, verdamping en oppervlakkige afspoeling van regenwater. Bij niet-geïsoleerde toepassing wordt in de onderbouwing van het Bouwstoffenbesluit uitgegaan van een neerslagoverschot van 300 mm/jaar. Dit wordt voor het generieke scenario als effectieve infiltratie bij de open toepassing van bouwstoffen aangehouden, omdat het een goede maat is voor de gemiddelde Nederlandse situatie. Bij geïsoleerde toepassing zal er vrijwel geen water door het werk lopen, maar oppervlakkige afspoeling optreden. Gezien de faalkansen van de isolatie, diffusie via water en het contact met water tijdens het aanbrengen en onderhoud, is in het Bouwstoffenbesluit een waarde van 6 mm per jaar gebruikt. Ook nu is voor de geïsoleerde toepassing in de berekeningen een waarde van circa 6 mm aangehouden.

## **3.3.2 Vormgegeven bouwstoffen**

Een belangrijk uitgangspunt bij het toepassingsscenario in het Bouwstoffenbesluit is dat bij vormgegeven bouwstoffen de emissie van 1 m<sup>2</sup> bouwstof leidt tot de belasting van 1 m<sup>2</sup> bodem. Door deze aanname wordt géén rekening gehouden met het werkelijke oppervlak van een bouwstof dat een bepaald bodemoppervlak belast. De keuze voor een generieke benadering van de normstelling laat echter niet toe eenvoudig tot meer detaillering van de toepassingsscenario's te komen.

In deze studie zal net als voorheen worden uitgegaan van de belasting van 1 m<sup>2</sup> bodem door 1 m<sup>2</sup> bouwstof. Bij dikke lagen grofkorrelige materialen zal echter het effectieve oppervlak per m<sup>2</sup> (water)bodem veel hoger zijn. Voor een aantal bouwstoffen waarvoor in veel gevallen het oppervlak groter is, bijvoorbeeld straatstenen, is het totale oppervlak circa 6 maal het éénzijdige oppervlak (uitgaande van een steen van 0.06\*0.1\*0.2 m met de korte zijde geplaatst op de bodem). De werkelijke immissie is in dergelijke gevallen hoger dan nu in de berekeningen is aangenomen.

Voor vormgegeven bouwstoffen is de volgende formule gebruikt voor het berekenen van cumulatieve immissie in de bodem vanuit een werk (Aalbers et al., 1993):

### Vergelijking 2 Emissie naar de bodem uit vormgegeven bouwstoffen

$$I_{\text{bodem,v}} = E_{\text{werk}} = E_{\text{gem}(64d)} * f_{\text{ext-v}}(h, x\%, D_e) * f_{\text{tem}} \quad (\text{in mg/m}^2/\text{J jaren})$$

#### Waarin

$I_{\text{bodem,v}}$ :	immissie naar de bodem vanuit vormgegeven bouwstoffen (mg/m <sup>2</sup> / J jaren);
$E_{\text{werk}}$ :	emissie uit een werk (in mg/m <sup>2</sup> / J jaren);
$E_{\text{gem}(64d)}$ :	resultaat van de diffusieproef (mg/kg);
$f_{\text{ext-v}}(h, X\%, D_e)$ :	extrapolatiefactor voor extrapolatie van 64 dagen naar J jaren, afhankelijk van de dikte (h), tijdsduur vochtig (%x) en de effectieve diffusiecoëfficiënt ( $D_e$ );
$f_{\text{tem}}$ :	temperatuurscorrectie voor verschil lab naar praktijk (0.7).

#### Extrapolatie van emissie na testduur van 64 dagen naar 100 jaar ( $f_{\text{ext-v}}$ )

Voor deze factor zijn in het Bouwstoffenbesluit waarden vastgesteld afhankelijk van  $h$  (de dikte van het vormgegeven materiaal),  $\%x$  (het deel van de tijd dat het product vochtig is) en  $pDe$  (-log van de effectieve diffusiecoëfficiënt). Bij een grote dikte en bij stoffen met een hoge diffusiecoëfficiënt (*worst case*) moet het resultaat van de proef daardoor met een grotere factor vermenigvuldigd worden dan bij dunne materialen met een lage diffusiecoëfficiënt. Om te komen tot generieke waarden zijn hiervoor defaultwaarden geselecteerd.

Alleen wat betreft de bevochtiging (%x) wordt voor vormgegeven bouwstoffen onderscheid gemaakt in twee typen toepassing (zie ook Figuur 3.1):

1. onder maaiveld en daardoor in permanent contact met grondwater of met oppervlaktewater, categorie A ( $\%x=100$ );
2. boven maaiveld en alleen in contact met neerslag, categorie B ( $\%x=10$ ).

Voor categorie A (100% nat) geldt dat de extrapolatiefactor  $f_{\text{ext-v}}$  uiteenloopt van 1 tot 15 (afhankelijk van de diffusiecoëfficiënt van een component en de dikte van een bouwproduct). Overeenkomstig het huidige Bouwstoffenbesluit is voor dit scenario gekozen voor de waarde van 15, die overeenkomt met minimaal 0.3 meter dikte en een minimale  $pDe$  van 10. Voor categorie B (10% nat) geldt dat, als rekening wordt gehouden met de diffusiecoëfficiënt van een component en de dikte van een bouwproduct, de extrapolatiefactor  $f_{\text{ext-v}}$  uiteenloopt van 1 tot 5. Overeenkomstig het huidige Bouwstoffenbesluit is de waarde van 5 gekozen, die overeenkomst met minimaal 0.2 meter dikte en een minimale diffusiecoëfficiënt van 10.

#### Extrapolatie van emissie na testduur van 64 dagen naar 1 jaar ( $f_{\text{ext-v}}$ )

In het Bouwstoffenbesluit zijn voor chloride, bromide en sulfaat immissiewaarden geformuleerd met een dimensie mg/m<sup>2</sup>/jaar. Hiervoor is een factor afgeleid voor de extrapolatie van het testresultaat (64 dagen) naar de emissie na 1 jaar. Voor categorie A (100% nat) is deze factor 2.4, voor categorie B is deze factor 0.8. Voor de consequenties van de huidige emissiewaarden voor bouwstoffen (deel 2) is nog gebruikt gemaakt van deze extrapolatiefactoren. Voor de alternatieve emissiewaarden in dit rapport, is de extrapolatiefactor van 64 dagen naar 1 jaar overbodig geworden omdat alle emissiewaarden gelden voor een periode van 100 jaar.

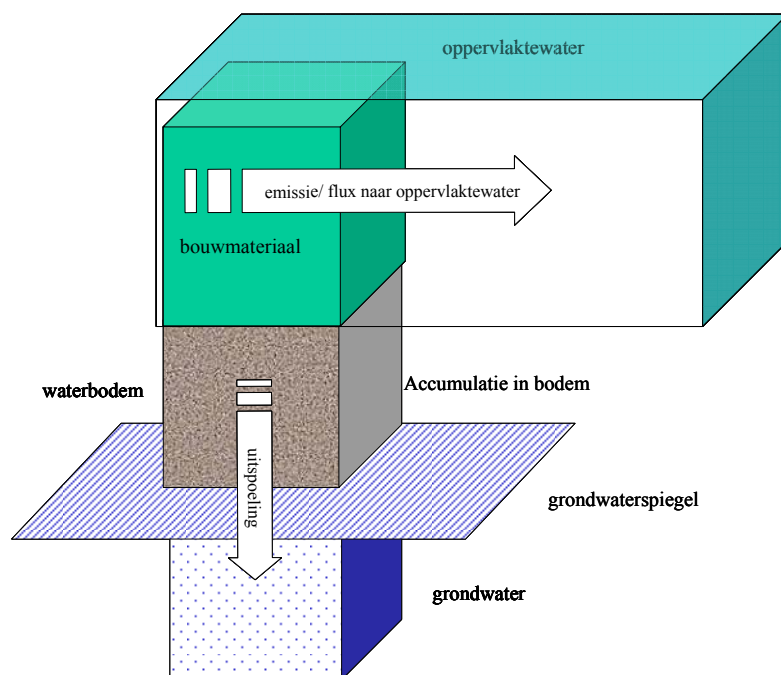
#### Temperatuurscorrectie voor verschil lab en praktijk ( $f_{\text{tem}}$ )

Als defaultwaarde voor het verschil tussen 20°C (lab) en 10°C (praktijk) is 0.7 afgeleid (Aalbers et al., 1993).

## 3.4 Scenario's oppervlaktewater

### 3.4.1 Uitgangspunten

Voor toepassingen in oppervlaktewater vindt het transport plaats door langsstromend oppervlaktewater en percolerend water naar de waterbodem. Voor de belasting van het oppervlaktewater wordt gekeken naar de initiële afspoeling gedurende eerste 4 dagen; de belasting van de waterbodem wordt, net als de landbodem, beoordeeld over een periode van 100 jaar. In Figuur 3.2 is schematisch het scenario voor immissies naar oppervlaktewater, waterbodem en grondwater aangegeven.



Figuur 3.2 Algemeen scenario voor toepassing van bouwstoffen in oppervlaktewater

Tabel 3.2 Uitgangspunten toepassingsscenario's

	immissie naar oppervlaktewater	immissie naar waterbodem
Niet-vormgegeven bouwstoffen (en grond)	- eerste afspoeling tijdens aanbrengen (ter grootte van $L/S=0.1$ ) - aanlegtempo: max. 1000 ton/dag	- effectieve infiltratie 600 mm/jaar - eerste afspoeling niet relevant
Vormgegeven bouwstoffen	- aanlegtempo: max. 5000 m <sup>2</sup> /4 dagen	- gelijk aan droge toepassingen (permanent vochtig)

De emissies vanuit bouwstoffen richting *oppervlaktewater* zijn direct afhankelijk van de hoeveelheden bouwmaterialen die binnen de tijdstermijn van de toetsing (4 dagen) wordt aangebracht. In de route richting oppervlaktewater wordt daarom rekening gehouden met het aanlegtempo. In Tabel 3.2 wordt een overzicht gegeven van verschillende uitgangspunten in de scenario's voor toepassingen op de bodem en toepassingen in oppervlaktewater.

Aangezien afhankelijk van het type watersysteem het aanlegtempo kan variëren en de stroomsnelheid van het water (langsstromend debiet) kan verschillen, is er naar 3 watersystemen gekeken. Dit zijn 'middelgrote rivier', 'klein kanaal' en 'polderwater' (zie Tabel 3.3). Deze watersystemen worden ook gebruikt bij de beoordeling van lozingen in

oppervlaktewater (Commissie Integraal Waterbeheer, 2000). In het Bouwstoffenbesluit is alleen de ‘middelgrote rivier’ beschouwd.

Tabel 3.3 Onderscheiden watersystemen bij toepassing van bouwstoffen en dimensionering

Watersysteem	Breedte [m]	Diepte [m]	Debiet [m <sup>3</sup> /s]
Middelgrote rivier	50	2.6	25
Klein kanaal	25	2	2
Polderwater	5	1	0.15

In de Aalbers et al. (1993) is ervoor gekozen het aanlegtempo te maximeren op 5000 m<sup>2</sup>/dag én 1000 ton/dag. Dat is de hoeveelheid die gezien wordt als grens voor de aanvoercapaciteit. Bij een dichtheid van 1550 kg/m<sup>3</sup> resulteert dit in 645 m<sup>3</sup>/dag. De laagdikte bepaalt over welk oppervlak het materiaal is aangebracht. Dit is uitgewerkt in Tabel 3.4 voor de verschillende laagdiktes die worden beschouwd.

Voor ‘polderwater’ zijn deze hoeveelheden exorbitant hoog en is gekozen voor een aangepast toepassingsscenario: per dag bestorting/bekleding van beide oevers over een lengte van 100 meter (2x100m), 1 meter breed met een laagdikte van 0.2 en 0.5 meter. Dit betekent 800 m<sup>2</sup>/4 dagen (relevant voor vormgegeven bouwstoffen), de totale omvang van het werk blijft 10.000 m<sup>2</sup>. De toepassingshoeveelheden bedragen dan 62 ton/dag bij laagdikte 0.2 m en 155 ton/dag bij laagdikte 0.5 m.

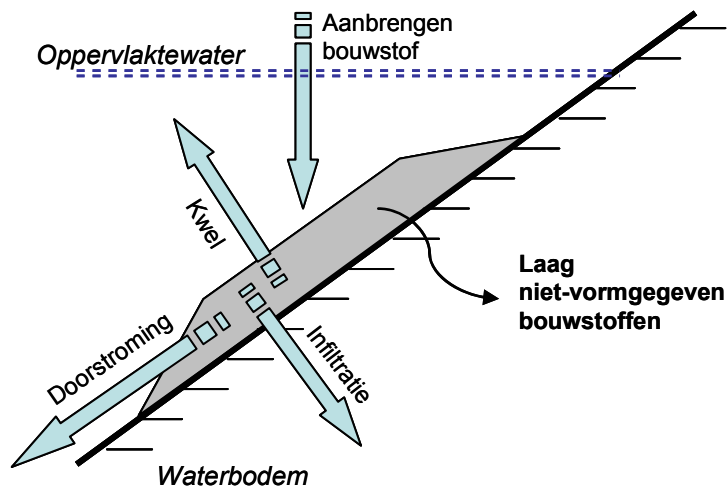
Tabel 3.4 Aanlegtempo, oppervlak (per 4 dagen) en laagdikte, bij toepassingen in ‘middelgrote rivier’ en ‘klein kanaal’

Laagdikte toepassing [h]	Hoeveelheid materiaal [ton/dag]	Oppervlak (m <sup>2</sup> /dag) t.b.v. vormgegeven bouwstoffen	Aanlegtempo (s) [m <sup>3</sup> /4 dagen] t.b.v. niet-vormgegeven bouwstoffen
<b>Polderwater</b>			
0.2	62	800	160
0.5	155	800	400
<b>Middelgrote rivier en polderwater</b>			
0.2	387.5	5000	1550
0.5	969	5000	2456
0.7	1000	3687	2580
2	1000	1290	2580

### 3.4.2 Niet-vormgegeven bouwstoffen

Niet-vormgegeven bouwstoffen worden vaak in dunnere of dikkere lagen toegepast, liggend op de waterbodem of tegen de oever. Het oppervlaktewater fungeert over het algemeen als transportmedium, bij kwelsituaties is dat het grondwater. Bij opvulling van bijvoorbeeld havens en sloten met baggerspecie, mijnsteen of grond kan het om zeer dikke lagen gaan. Voor geïsoleerde toepassingen worden geen berekeningen uitgevoerd, aangezien deze in de praktijk niet of nauwelijks voorkomen.

In Figuur 3.3 zijn de verschillende emissieroutes weergegeven.



*Figuur 3.3 Verschillende emissieroutes bij toepassing van bouwstoffen in oppervlaktewater*

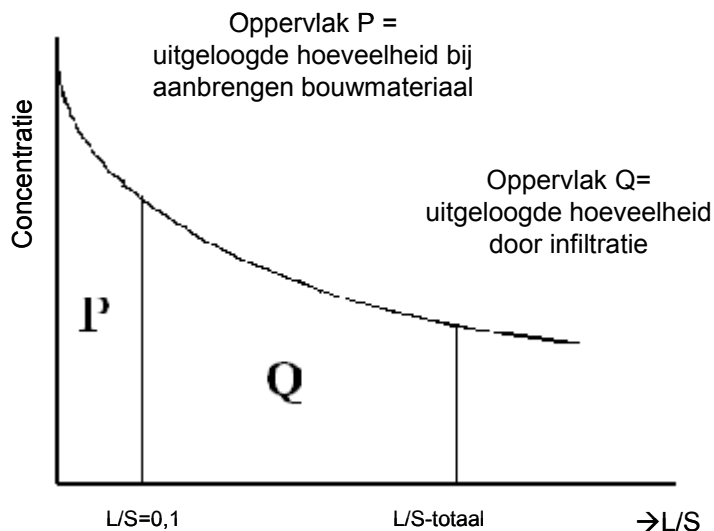
Voor de toelaatbare belasting van het oppervlaktewater, hebben voor het Bouwstoffenbesluit de volgende uitgangspunten gediend, die in onderhavige studie zijn overgenomen:

- Bij het aanbrengen van het bouw materiaal vindt een primaire emissie plaats door contact met een grote hoeveelheid water die bepalend is voor de route naar oppervlaktewater. Daarbij is uit onderzoek aan baggerspecie duidelijk geworden dat sprake is van een labiel gebonden fractie en een stabiel gebonden fractie. Voor de inschatting van deze primaire emissie (initiële afspoeling) is de cumulatieve uitloging in de kolomproef tot  $L/S=0.1$  aangehouden. Dit omdat verondersteld wordt dat de labiel gebonden fractie bijna momentaan vrijkomt en voor een deel, zonet het geheel van deze snel vrijkomende fractie, in het eerste deel van de kolomproef wordt gemeten.
- De stabiel gebonden fractie komt veel langzamer vrij en speelt in combinatie met de hoeveelheid water ten gevolge van doorstroming of kwel niet of nauwelijks een rol in de emissies naar water in de eerste vier dagen.

Voor een uitgebreide uitleg voor deze keuze wordt verwezen naar paragraaf 9.1.4.5 van de genoemde rapportage (Aalbers et al., 1993).

De route naar oppervlaktewater wordt derhalve volledig bepaald door de uitloging in de eerste fractie van de kolomproef. De rest van de fracties uit de kolomproef (van  $L/S = 0.1$  tot  $L/S = 10$ ) bepalen de emissies naar de (water)bodem door infiltratie.

In Figuur 3.4 is weergegeven hoe de totale emissies zich verhouden tot de emissies bij het aanbrengen van het materiaal.



Figuur 3.4 Verdeling emissies bij aanbrengen en overige routes.

De volgende formule kan worden gebruikt om de gemeten productemissie ( $E_{\text{product}}$ ) om te rekenen in een immissie in het oppervlaktewater.

Vergelijking 3 Emissie naar oppervlaktewater uit niet-vormgegeven bouwstoffen

$$I_{\text{water,nv}} = E_{\text{werk}} = \frac{E_{\text{product}} * d_b * s * (1 - e^{-\kappa * 0,1})}{(1 - e^{-\kappa * 10})}$$

waarin:

- $I_{\text{water,nv}}$ : emissie uit het bouw materiaal (in mg per D dagen);
- $E_{\text{product}}$ : gemeten cumulatieve productemissie in een kolomtest met  $L/S = 10$  (in mg/kg);
- $d_b$ : dichtheid van de bouwstof (gesteld op  $1550 \text{ kg/m}^3$ , ofwel een lagere reële waarde);
- $s$ : de hoeveelheid van het bouw materiaal aangebracht in D dagen (in  $\text{m}^3$ );
- $\kappa$ : kappa, pre-exponentiële constante, maat voor de snelheid van uitloging.

Voor de route richting *waterbodem en grondwater* is het de infiltratie die de omvang van de emissie bepaalt. Deze is voor het Bouwstoffenbesluit (1999) gesteld op 600 mm/jaar. Deze infiltratie in de waterbodem is 2 keer zo groot als bij toepassing op landbodem. Daarbij heeft de primaire emissie naar oppervlaktewater (P in Figuur 3.4) al plaatsgevonden, zodat alleen gerekend wordt met de cumulatieve emissies vastgesteld in uitloogonderzoek van de L/S-fracties van 0.1 tot 10 (Q in Figuur 3.4). Ondanks de hogere infiltratiesnelheid is de belasting van de waterbodem lager dan bij de bodem, aangezien de initiële uitspoeling niet in de waterbodem terecht zal komen.

Vergelijking 4 Emissie naar waterbodem uit niet-vormgegeven bouwstoffen

$$I_{\text{bodem}} = E_{\text{werk}} = \frac{(E_{\text{product}} - a) * d_b * h * e^{-\kappa * 0,1} * (1 - e^{-\kappa * \frac{N_i * J}{d_b * h}})}{(1 - e^{-\kappa * 10})}$$

De keuze van de overige parameterwaarden is gelijk aan die voor droge bodem.

### 3.4.3 Vormgegeven bouwstoffen

Bij toepassing van *vormgegeven bouwstoffen* wordt er rekenkundig van uitgegaan dat of alles naar oppervlaktewater gaat of naar de waterbodem. Het toepassingsscenario voor

vormgegeven bouwstoffen is daardoor identiek aan die voor landbodem onder continu vochtige omstandigheden.

Bij toepassingen van vormgegeven materialen is de tijd dat het materiaal vochtig is van belang voor de mate van uitloging. Voor toepassingen in oppervlaktewater is dat permanent het geval. Ook als deze niet continu onder water liggen moet in het Wvo-gebied (oppervlaktewater inclusief de gebieden beneden de hoogste waterstand -uiterwaarden -) verondersteld worden dat deze door grond en/of oppervlaktewater permanent bevochtigd kunnen worden door onder meer direct contact, kwel of capillaire werking.

Ook hier geldt dat de initiële emissie naar oppervlaktewater bij het aanbrengen zou moeten worden meegenomen. Bij vormgegeven materialen die worden onderzocht met een diffusieproef wordt de initiële emissie door afspoeling echter niet meegenomen in de onderzoeksresultaten.

Voor de toetsing aan de toelaatbare emissies wordt verondersteld dat de uitloging volledig naar oppervlaktewater of naar waterbodem (en grondwater) plaatsvindt.

Voor de emissies richting oppervlaktewater geldt de volgende formule:

*Vergelijking 5 Emissie naar oppervlaktewater uit vormgegeven bouwstoffen*

$$I_{water,v} = E_{werk,v} = E_{gem(64d)} * f_{ext-V}(h, x\%, D_e) * f_{tem} * f_{aanleg}$$

met daarin:

$I_{water,v}$ :	Immissie naar oppervlaktewater (mg/m <sup>2</sup> /D dagen);
$E_{werk,v}$ :	Emissie uit een werk (mg/m <sup>2</sup> /D dagen);
$E_{gem(64d)}$ :	resultaat van de diffusieproef (mg/m <sup>2</sup> );
$f_{ext-V}(h, X\%, D_e)$ :	extrapolatiefactor voor extrapolatie van 64 dagen naar D dagen, afhankelijk van de dikte (h), tijdsduur vochtig (%x, is voor toepassing in oppervlaktewater 100 %) en de effectieve diffusiecoëfficiënt ( $D_e$ );
$f_{tem}$ :	correctiefactor voor uitloging bij 10 °C als gemiddelde buitentemperatuur t.o.v. bij 20 °C als temperatuur bij het uitloogonderzoek;
$f_{aanleg}$ :	correctiefactor voor uitloging laatste periode van aanleg t.o.v. volledige aanleg in één keer.

Voor de emissie naar waterbodem geldt dezelfde vergelijking als voor landbodem (zie Vergelijking 1, pagina 3), hieronder nogmaals weergegeven:

*Vergelijking 6 Emissie naar waterbodem uit vormgegeven bouwstoffen*

$$I_{waterbodem,v} = E_{werk,v}(J \text{ jaren}) = E_{gem(64d)} * f_{ext-V}(h, x\%, D_e) * f_{tem}$$

met daarin:

$I_{waterbodem,v}$ :	Immissie werk naar waterbodem (in mg/m <sup>2</sup> in J jaren);
$E_{waterbodem,v}$ :	Emissie vanuit een werk naar waterbodem (in mg/m <sup>2</sup> in J jaren);
$E_{gem(64d)}$ :	resultaat van de diffusieproef (in mg/m <sup>2</sup> );
$f_{ext-V}(h, X\%, D_e)$ :	extrapolatiefactor voor extrapolatie van 64 dagen naar J jaren, afhankelijk van de dikte (h), tijdsduur vochtig (%x, is voor toepassing in oppervlaktewater 100 %) en de effectieve diffusiecoëfficiënt ( $D_e$ );
$f_{tem}$ :	correctiefactor voor uitloging bij 10 °C als gemiddelde buitentemperatuur t.o.v. bij 20 °C als temperatuur bij het uitloogonderzoek.

*De verandering van de effectieve diffusiecoëfficiënt in de tijd en uitputting ( $f_{ext-V}$ )*

Voor de route richting oppervlaktewater wordt hiermee rekening gehouden omdat de emissie in 4 dagen lager zal zijn dan in 64 dagen. In de onderbouwing van het Bouwstoffenbesluit heeft deze extrapolatiefactor een waarde van 0.25 (Aalbers et al., 1993) .

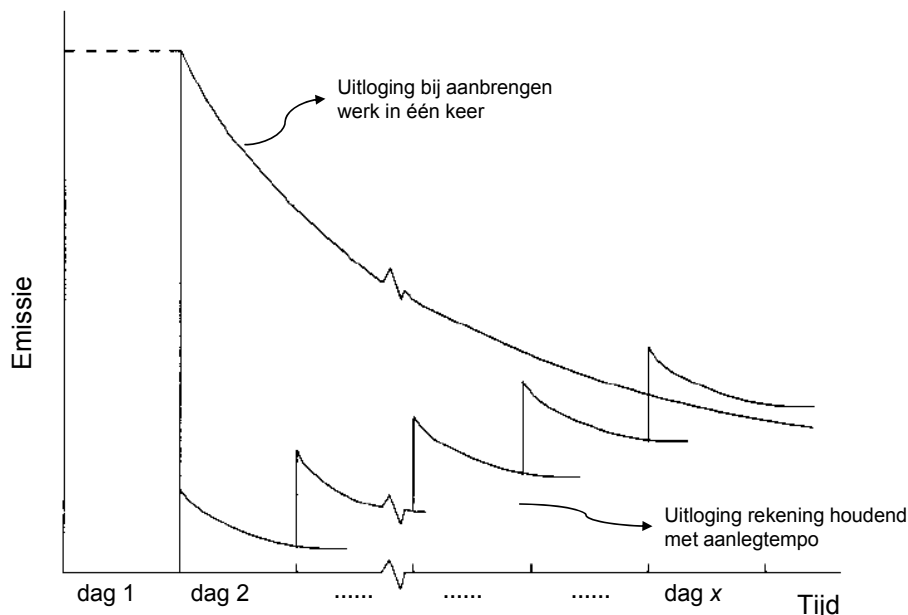
Voor de route richting *(water)bodem* moet hiermee rekening worden gehouden, gezien de tijdstermijnen waarover getoetst zal worden (jaren). Hiervoor zijn dezelfde keuzes gemaakt als voor vormgegeven bouwstoffen op landbodem. Zie paragraaf 3.3.2 voor de grootte van deze factor en een verdere toelichting.

#### *Temperatuurscorrectie voor verschil lab en praktijk ( $f_{tem}$ )*

Als defaultwaarde voor het verschil tussen 20°C (lab) en 10°C (praktijk) is 0.7 afgeleid (Aalbers et al., 1993).

#### *Aanlegtempo ( $f_{aanleg}$ )*

Omdat de toetsing van emissies richting oppervlaktewater direct afhankelijk is van het langsstromend debiet, moet rekening gehouden worden met de hoeveelheden bouw materiaal die in de betreffende tijdstermijn van de toetsing (4 dagen) wordt aangebracht. Anders dan bij de route richting *(water)bodem* en grondwater kan het derhalve zijn dat niet de gehele omvang van het bouwwerk in de toetsing wordt betrokken. In de route richting oppervlaktewater wordt rekening gehouden met het aanlegtempo. Door de tijd heen loopt de uitloging op. De emissie in de laatste periode van aanleg (tijdstermijn waarover deze getoetst moeten worden) is het hoogst. Dit wordt geïllustreerd in onderstaande Figuur 3.5.



*Figuur 3.5 Verdeling emissies bij aanbrengen en overige routes.*

Er wordt in het toepassingsscenario uitgegaan van een totale aanlegduur van 8 dagen en een totale aanleghoeveelheid van 10.000 m<sup>2</sup>. Aalbers et al. (1993) hebben voor deze situatie een gemiddelde correctiefactor van 0.6 ( $f_{aanleg} = 0.6$ ) afgeleid. Er zijn geen redenen om aan te nemen dat dit niet meer geldt.

Voor de emissies richting *(water)bodem* en grondwater zijn de perioden waarover getoetst moet worden (100 jaar) zodanig lang, dat geen rekening hoeft te worden gehouden met het aanlegtempo.



## 4 Systeembenaderingen

### 4.1 Inleiding

Een systeembenadering is een mathematische beschrijving van de opbouw van het bodem/grondwater- dan wel oppervlaktewatersysteem en het stoftransport naar en binnen deze compartimenten. Met deze systeembenaderingen worden relaties gelegd tussen emissies naar bodem en oppervlaktewater en de in overleg met het beleid geselecteerde milieukwaliteitscriteria per compartiment (bodem, grondwater, oppervlaktewater en waterbodem). Zodoende kunnen kritische immissiewaarden (naar bodem en oppervlaktewater) worden berekend op basis van de milieukwaliteitscriteria en vervolgens emissiewaarden voor bouwstoffen. Anderzijds kunnen via een systeembenadering op basis van een gegeven immissie naar de bodem of het oppervlaktewater te verwachten concentraties in de bodem, het grondwater en het oppervlaktewater worden berekend.

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de verschillende systeembenaderingen voor het afleiden van emissienormen voor bouwstoffen. Daarbij is ook aangegeven hoe met de milieukwaliteitscriteria wordt omgegaan.

De systeembenaderingen die afgeleid zijn van de methodieken uit het Bouwstoffenbesluit worden achtereenvolgens beschreven voor

- De nul-variant (zie paragraaf 4.2):
- Bodem en grondwater (systeembenadering 1) (paragraaf 4.3)
- Oppervlaktewater (systeembenadering 2). (paragraaf 4.3)
- Waterbodem en grondwater in Wvo-gebied (systeembenadering 3). (paragraaf 4.3)

De nieuwe systeembenaderingen zijn er op gericht een meer realistische beschrijving van het stoftransport te geven. Dit is gedaan voor bodem en grondwater en voor oppervlaktewater.

1. Landbodem en grondwater (systeembenadering 4A en 4B, zie paragraaf 4.4 en paragraaf 4.5)  
Het belangrijke verschil met de systeembenadering voor bodem in het Bouwstoffenbesluit is dat bodem en grondwater integraal zijn benaderd (door een transportmodel voor de bodem te gebruiken). Twee verschillende beschrijvingen van de chemische interacties van componenten in de bodem zijn uitgewerkt, namelijk lineaire evenwichtsadsorptie (4A) en speciatie (4B).
2. Oppervlaktewater (systeembenadering 5, zie paragraaf 4.5)  
Het belangrijke verschil met de systeembenadering voor water in het Bouwstoffenbesluit is dat niet uitgegaan wordt van instantane menging in het water, maar dat de emissies worden beschouwd als een lozing. De waterkwaliteit op een bepaalde afstand van de lozing moet aan de milieukwaliteitseisen voldoen. De menging/verspreiding in het oppervlaktewater is mede afhankelijk van het watertype.

## 4.2 De nul-variant

In dit rapport worden alternatieve emissiewaarden vergeleken met de nul-variant. De nul-variant bestaat uit de immissiewaarden uit het BsB (1999). De immissie-eisen zijn weergegeven in Bijlage 3. Om vergelijking met alternatieve kritische emissiewaarden mogelijk te maken zijn de immissiewaarden omgerekend naar emissiewaarden met behulp van de vergelijkingen uit hoofdstuk 3.

De term a (uitloging schone grond) maakt deel uit van de methodiek uit het Bouwstoffenbesluit en is in de omrekening van immissiewaarden naar emissiewaarden verwerkt.

### *Droge bodem en waterbodem*

De kritische immissiewaarden in het Bouwstoffenbesluit (1999) voor de droge bodem en de waterbodem zijn gebaseerd op een *stand still*-benadering. Het Bouwstoffenbesluit gaat daarbij uit van een minimale beïnvloeding van bodem en oppervlaktewater. De uitgangspunten voor de gekozen benadering zijn destijds voor het Bouwstoffenbesluit beschreven als een 'marginale belasting'. Als praktische invulling is destijds gekozen voor een toelaatbare belasting die rekenkundig leidt tot een toename van de concentratie in een gedefinieerde (water)bodemlaag (van 1 m) ten opzichte van de streefwaarde voor standaardbodem van niet meer dan 1% in 100 jaar (Aalbers et al., 1993).

### *Grondwater (onder droge toepassingen en onder toepassingen in oppervlaktewater)*

De kritische immissiewaarden in het Bouwstoffenbesluit (1999) voor chloride, bromide en sulfaat kunnen eveneens gezien worden als een uitwerking van een *stand still*-situatie. De concentraties van componenten in het grondwater mogen de streefwaarden voor het grondwater niet overschrijden. De kritische immissiewaarde voor deze stoffen is berekend door het neerslagoverschot (300 mm/jaar) te vermenigvuldigen met de streefwaarde voor grondwater. Deze uitwerking is gevolgd voor chloride en sulfaat en later ook voor bromide en geldt voor de cumulatieve immissie in het eerste jaar.

### *Oppervlaktewater*

Ten tijde van het opstellen van het huidige Bouwstoffenbesluit werden voor veel stoffen de normen voor de waterkwaliteit, zogenaamde Grenswaarden, overschreden. Aan Grenswaarden zijn risico's verbonden die kleiner of gelijk zijn aan het maximaal toelaatbaar risico (MTR). Dit is de reden dat destijds voor een toetsing aan de grenswaarden is gekozen als een invulling van de *stand still*-benadering voor oppervlaktewaterkwaliteit. Dit overeenkomstig keuzes uit de derde Nota Waterhuishouding (Ministerie van V&W, 1990). Voor de berekeningswijze wordt verwezen naar paragraaf 3.4.

### 4.3 Systeem 1-2-3: aangepaste methodieken Bouwstoffenbesluit

Om aan te geven wat het gebruik van dezelfde methodologie van het Bouwstoffenbesluit in combinatie met nieuwe milieukwaliteitscriteria zou betekenen zijn, de volgende 3 systemen gedefinieerd en doorgerekend.

#### ***Systeem 1 Bodem en grondwater***

De systematiek voor het berekenen van kritische immissiewaarden is vrijwel identiek aan die voor de nul-variant met een paar verschillen:

- de term a is uit de berekeningen geëlimineerd (zie paragraaf 2.4)
- voor de *stand still*-benadering worden hier immissiewaarden afgeleid op basis van
  - voor bodem: 0.1\*streefwaarde
  - voor grondwater: 1\*streefwaarde
- voor de risicobenadering worden hier immissiewaarden afgeleid op basis van
  - voor bodem: 1\* MTT
  - voor grondwater: 1\*MTT

#### ***Systeem 2 Oppervlaktewater***

De systematiek voor het berekenen van kritische immissiewaarden is vrijwel identiek aan die voor de nul-variant met als enige verschil dat de toetsing nu is uitgevoerd aan 0.1\*MTR.

#### ***Systeem 3 Waterbodem en onderliggend grondwater***

De systematiek voor het berekenen van kritische immissiewaarden is vrijwel identiek aan die voor de nul-variant met een paar verschillen:

- de term a is uit de berekeningen geëlimineerd (zie paragraaf 2.4)
- voor de *stand still*-benadering worden hier immissiewaarden afgeleid op basis van
  - voor bodem: 0.1\*streefwaarde
  - voor grondwater: 1\*streefwaarde
- voor de risicobenadering worden hier immissiewaarden afgeleid op basis van
  - voor bodem: 1\* MTT
  - voor grondwater: 1\*MTT

## 4.4 Systeem 4A: Neerwaarts transport met evenwichtsadsorptie in bodem en grondwater

### 4.4.1 Kenschets systeem 4A

De bodem in dit systeem is in tegenstelling tot systeem 1 niet homogeen maar opgebouwd uit lagen. Dat wil zeggen dat onder andere het organische stofgehalte, kleigehalte en vochtgehalte met de diepte veranderen. Deze beschrijving volgt realistische waarden van een Nederlandse zandgrond (Vredepeel, Noord-Brabant). Neerslag (circa 800 mm) valt volgens een dagelijks realistisch neerslagpatroon afkomstig van KNMI de Bilt. Ten gevolge van verdamping is de effectieve neerslag circa 300 mm. Ten gevolge van het klimaat schommelt de grondwaterstand tussen 0.95 en 1.1 m-mv. Gedurende de infiltratie van water vindt er evenwichtsadsorptie en desorptie plaats van uitgeloopte componenten. Concentratie van componenten wordt uitgerekend voor de toplaag van de bodem (30 cm), maar ook over het hele bodemprofiel van 1 m gedurende 100 jaar lang. Daarnaast wordt uitgerekend wat de gemiddelde jaarconcentratie in de bovenste meter van het grondwater is gedurende een periode van 100 jaar.

### 4.4.2 Keuze uitspoelingsmodel

Een model dat ontwikkeld is om het transport van stoffen in de onverzadigde zone naar het grondwater te berekenen is PEARL (Leistra et al., 2000). Eerdere versies van dit model heten METRAS (Makaske et al., 1995), PESTLA (Boesten en van der Linden, 1991) en PESTRAS (Tiktak et al., 1994). Hoewel dit model ontwikkeld (rond 1980) werd om de invloed van adsorptie en afbraak op uitspoeling van zowel organische als anorganische stoffen te berekenen heeft het later vooral toepassing gekregen in berekeningen t.b.v. de toelating van bestrijdingsmiddelen (Tiktak, 1999). Inmiddels behoort het tot de kleine groep modellen die op Europees niveau zijn gevalideerd (Beusen et al., 1997; Pinoceros-Garcet, 2002; Vanclooster et al., 2000) en is er consensus over de procesbeschrijvingen, parametrisatie en scenario's die bij de berekeningen worden gebruikt (FOCUS, 1995 en 2000).

PEARL is geschikt om de uitspoeling van metalen te berekenen, omdat de belangrijkste processen die metalen in de bodem ondergaan zijn beschreven. Adsorptie, diffusie en dispersie, convectief transport zijn in het model beschreven. Daarnaast zijn er voor Nederland representatieve bodemprofielen en weerscenario's aanwezig. De beschrijving van het watertransport is helemaal toegesneden op de Nederlandse situatie. Het SWAP-model is onderdeel van PEARL en wordt gebruikt om de verticale waterstroming in de bodem te beschrijven. Kennis hierover is noodzakelijk, omdat water het belangrijkste transportmedium voor bestrijdingsmiddelen en nutriënten is. SWAP levert ook de invoer voor de nationale modellen voor uit- en afspoeling van nutriënten (STONE). SWAP wordt door Alterra ontwikkeld en beheerd (zie <http://www.swap.alterra.nl>).

Verder is het mogelijk een realistische beschrijving van de immissie in de tijd op te nemen, adsorptie in de diepte te variëren en bodem en grondwaterconcentraties op diverse dieptes en tijdschalen uit te voeren.

Wat niet beschreven is in PEARL is de eventuele speciatie en competitie en neerslagvorming van anorganische componenten. Dit is ondervangen door bij de selectie van de sorptieparameters rekening te houden met de vorm waarin het metaal verwacht wordt voor te komen. Neerslagen worden verwaarloosbaar geacht omdat de metaalimmissie uit de

bouwstoffen al plaatsvindt in opgeloste toestand en in bodem en grondwater verdere verdunning plaatsvindt. In paragraaf 4.5 wordt uitgelegd hoe groot de invloed is van deze processen (speciatie en competitie) op concentraties van componenten in bodem en grondwater.

Voor het afleiden van generieke normen is de mate van detail die PEARL biedt niet strikt noodzakelijk. Voordelen ervan zijn evenwel dat inzichtelijk te maken is waar de gevoeligheden liggen, zowel wat betreft de invoer, als wat betreft de keuze van de eindpunten. Dit komt tegemoet aan de wens van uitlegbare normen. Naast de reeds genoemde aspecten heeft echter ook meegespeeld in de keuze vóór PEARL dat er ná het afleiden van generieke normen er wellicht een locatiespecifieke beoordeling van bouwstoffen mogelijk moet worden gemaakt. PEARL biedt voldoende detail voor een locatiespecifieke beoordeling. Bij een dergelijke 2-stapsbenadering is consistentie tussen stap 1 en 2 zeer wenselijk. Door gebruik te maken van hetzelfde model is duidelijk aan te geven welke parameters de oorzaak zijn van een eventuele verruiming van de immissienorm op bepaalde locaties.

De belangrijkste keuzes die gemaakt moeten worden voor PEARL zijn:

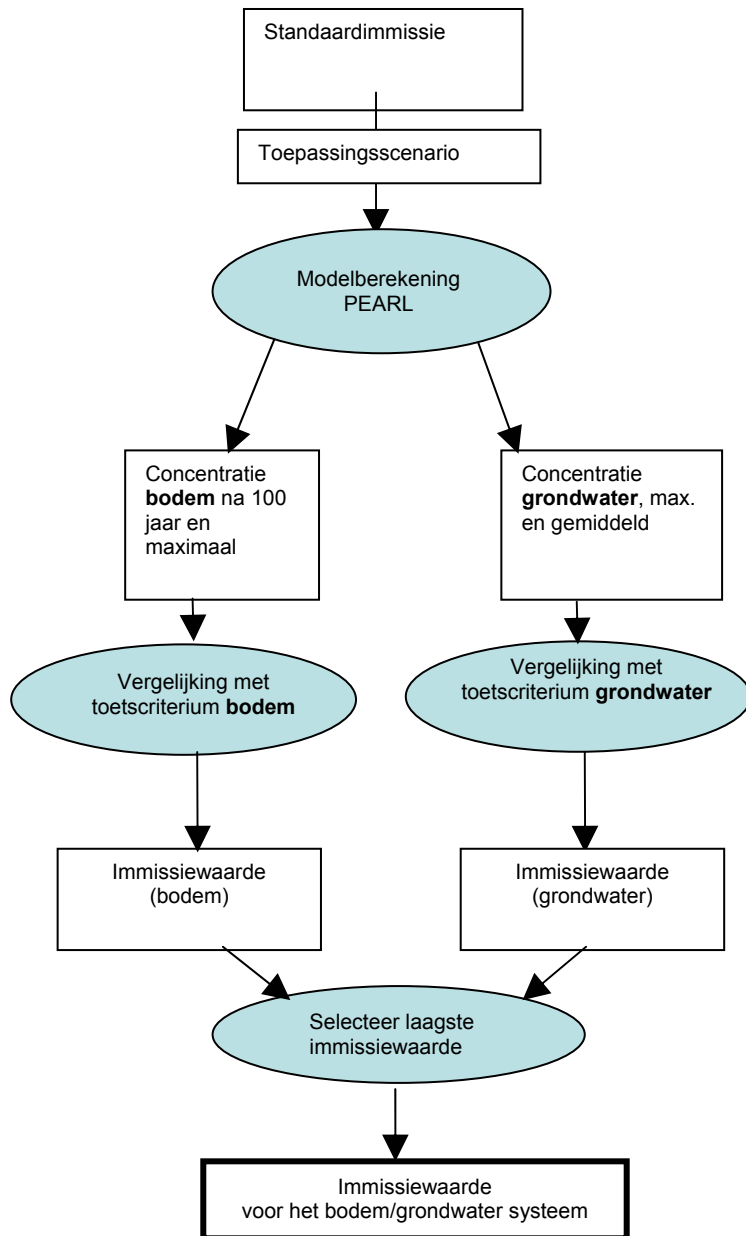
- beschrijving van de bronterm;
- keuze van de stoffeigenschappen;
- keuze van het bodemprofiel;
- keuze van een klimaatscenario;
- keuze van de uitvoerparameters.

#### **4.4.3 Opzet modelberekeningen**

Met het uitspoelingsmodel worden concentraties in de bovenste meter van het grondwater berekend en concentraties in de bodem bij een standaardimmissie van  $100 \text{ g/m}^2/100 \text{ jaar}$ . De resulterende concentraties in bodem en grondwater bij die standaardimmissie worden vergeleken met verschillende milieucriteria: 0.1\*streefwaarde, 1\*MTT's en 1\*HC50. Grondwaterconcentraties worden vergeleken met streefwaarde, MTT, drinkwaternormen of interventiewaarden en HC50.

Vervolgens wordt teruggerekend bij welke immissiewaarden die milieucriteria precies worden bereikt. Aldus ontstaan er dan twee immissienormen: waarvan de laagste bepalend wordt, zodat bodem én grondwater beide zijn beschermd. In Figuur 4.1 is de procedure uiteengezet.

Voor de keuze van deze milieukwaliteitscriteria wordt verwezen naar hoofdstuk 2. Voor de omrekening van immissie naar emissie en omgekeerd wordt verwezen naar Vergelijking 1 en Vergelijking 2 (zie pagina 31 en 34).



Figuur 4.1 Stroomschema voor het afleiden van immissiewaarden

#### 4.4.4 Bodemprofiel

In PEARL is een aantal standaard bodemprofielen aanwezig die in Europees verband zijn vastgesteld en goedgekeurd voor de risicobeoordeling van bestrijdingsmiddelen. Het zijn grondsoorten representatief voor desbetreffende regio's, maar met een enigszins kwetsbaar karakter voor uitspoeling. De Nederlandse grondsoort is een zandgrond met een grondwaterspiegel tussen 1 en 2 m –mv. De bodemeigenschappen zijn samengevat in Tabel 4.1.

Tabel 4.1 Bodemeigenschappen voor uitspoelingsberekening

laag	f <sub>zand</sub>	f <sub>silt</sub>	f <sub>klei</sub>	%org. stof	Bulk dichtheid (kg/m <sup>3</sup> )	reductiefactor voor adsorptie
0-30	0.92	0.05	0.03	4.7	1310	1
30-50	0.96	0.02	0.02	0.8	1540	1
50-70	0.95	0.03	0.02	0.19	1640	0.33
70-100	0.94	0.04	0.02	0.14	1650	0.1
100-300	0.93	0.05	0.02	0	1650	0.1

Het bodemprofiel is hier in hydrologisch opzicht, met andere woorden door de snelheid waarmee het water zich door het profiel kan verplaatsen, ongeveer net zo kwetsbaar als onder de aannames die aan het Bouwstoffenbesluit ten grondslag hebben gelegen. Chemische interacties (adsorptie) zijn in de berekeningen *niet* expliciet afhankelijk gesteld van bodembestanddelen, zoals organische stof, pH of kleigehalte. De mate van binding is in deze berekeningen enkel afhankelijk van de adsorptiecoëfficiënt die in deze benadering onafhankelijk is van het bodemtype. De keuze voor een ander bodemprofiel zal hier de adsorptie niet veranderen. De verandering van adsorptie met de diepte is gekwantificeerd door een reductiefactor zoals besproken zal worden in paragraaf 4.4.7.3.

#### 4.4.5 Klimaat

##### *Open toepassing*

Uit een weerreeks van 20 jaar (zie Bijlage 2) is een gemiddeld jaar genomen, met een neerslag van 803 mm. De effectieve infiltratie in dit scenario is 288 mm. De temperatuur is niet van invloed op de modelberekeningen, omdat biologische omzetting geen rol speelt. Dit jaar, met dagelijkse invoer van temperatuur, neerslag en verdamping, wordt in de modelberekening gedurende 100 jaar herhaald. Ook de zich jaarlijks herhalende fluctuerende grondwaterstand is in Bijlage 2 weergegeven. PEARL berekent dat een dergelijk lage neerslaghoeveelheid leidt tot uitdroging van het bodemprofiel. Dit fenomeen zal in de praktijk ook optreden. Door de klimaatfile en de daaruit berekende waterbalans jaarlijks te herhalen wordt de initiële waterbalans elk jaar weer hersteld. Aldus wordt de uitdroging elk jaar weer gecompenseerd. In het model ontstaat aldus een wisselend patroon van uitdroging en herstel van vochtbalans. Dit leidt tot een hogere mobiliteit van componenten dan wordt verwacht op basis van 6 mm infiltrerend water alleen. Op basis van gemodelleerde doorbraaktijden van chloride wordt geschat dat door herstel van de vochtbalans een effectieve infiltratie van circa 60 mm plaatsvindt. In hoeverre deze hydrologische beschrijving representatief is voor de waterbalans onder een geïsoleerd werk is op dit moment moeilijk in te schatten. Compensatie van uitdroging zal mede afhangen van de omvang van een werk en grondwaterbeheer ter plekke.

##### *Geïsoleerde toepassing*

Voor geïsoleerde toepassingen wordt verondersteld dat er jaarlijks ongeveer 6 mm doorstroomt. In de modelberekeningen is hiervoor de klimaatfile aangepast. Het dagelijks

neerslagpatroon is zodanig aangepast dat de totale neerslag in één jaar 6 mm bedraagt. Daarnaast is de verdamping uitgeschakeld. De overige instellingen in de klimaatfile zijn hetzelfde als voor open toepassingen zijn gebruikt. De aangepaste klimaatfile wordt in de modelberekeningen 100 jaar herhaald.

#### 4.4.6 De bronterm

De bronterm beschrijft de belasting van de bodem in de tijd en wordt in sterke mate bepaald door het toepassingsscenario van de bouwstoffen.

De verschillende toepassingen van bouwstoffen zijn beschreven in hoofdstuk 3. In de modelberekening kan de bodem een dosering componenten ontvangen die varieert in de tijd. De immissie van componenten uit bouwstoffen neemt over een periode van 100 jaar geleidelijk af.

##### *Niet-vormgegeven toepassingen*

De mate waarin de immissie afneemt, is voor elke component anders en wordt beschreven door de parameter kappa die uit de kolomproef volgt en uit de beoogde toepassingshoogte van de bouwstof.

##### *Vergelijking 7 Beschrijving bronterm niet-vormgegeven bouwstoffen*

$$I(t) = I_{\max} * e^{-k*t}$$

Waarin:

$I_{\max}$	maximale immissie $\text{mg}/\text{m}^2$ ;
$I(t)$	cumulatieve emissie op tijdstip $t$ ;
$k$	uitloogsnelheidsconstante;
$t$	tijd.

$I_{\max}$  is de dosering in PEARL en is gesteld op een eenmalige input van  $1000 \text{ kg}/\text{ha} \approx 100 \text{ g}/\text{m}^2$ . Deze precursor is immobiel (adsorptiecoëfficiënt =  $10^6 \text{ L}/\text{kg}$ ) en wordt met een snelheid  $k$  omgezet naar de betreffende component die kan uitloggen.

Kappa is afkomstig uit een dataset van De Wilde (1998). Een overzicht van de gebruikte kappa's die voor de verschillende hoogtes zijn berekend wordt gegeven in Bijlage 6.

De snelheidsconstante  $k$  in bovenstaande vergelijking is gerelateerd aan kappa, de toepassingshoogte, de effectieve infiltratie ( $N$  in  $\text{mm}/\text{jaar}$ ) en de dichtheid van het bouw materiaal ( $\rho$  in  $\text{kg}/\text{m}^3$ ).

##### *Vergelijking 8 Relatie tussen $d$ uitloogsnelheidsconstante $k$ en kappa en hoogte*

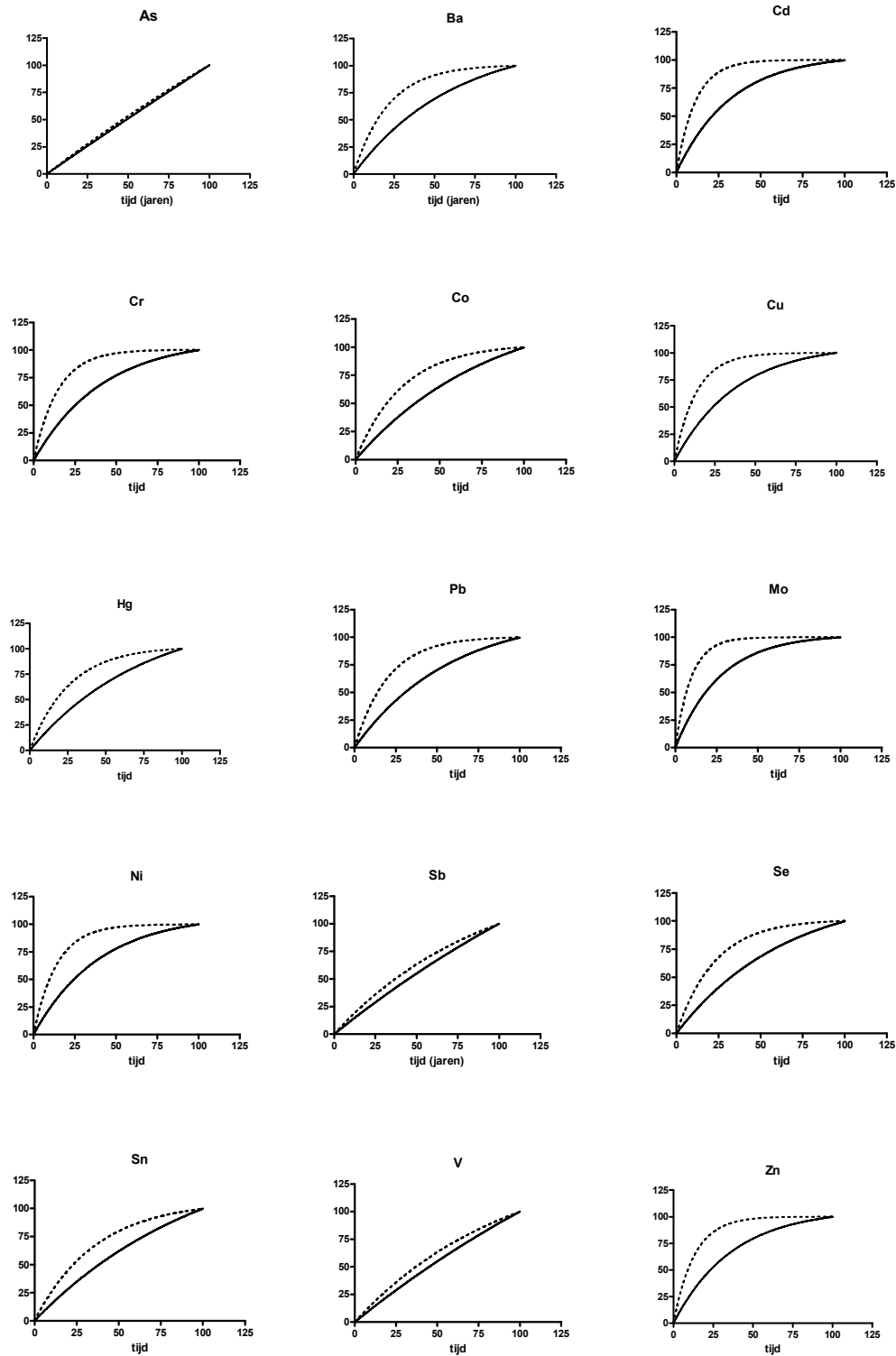
$$k(\text{dag}^{-1}) = \frac{\text{kappa}}{\text{hoogte(m)}} * \frac{N / 365}{\rho}$$

Deze relatie is geldig voor alle niet-vormgegeven bouwstoffen en componenten. Om invoer in PEARL mogelijk te maken wordt de  $k$  getransformeerd naar een DT50 volgens de standaardformule:  $\text{DT50} = \ln(2)/k$ .

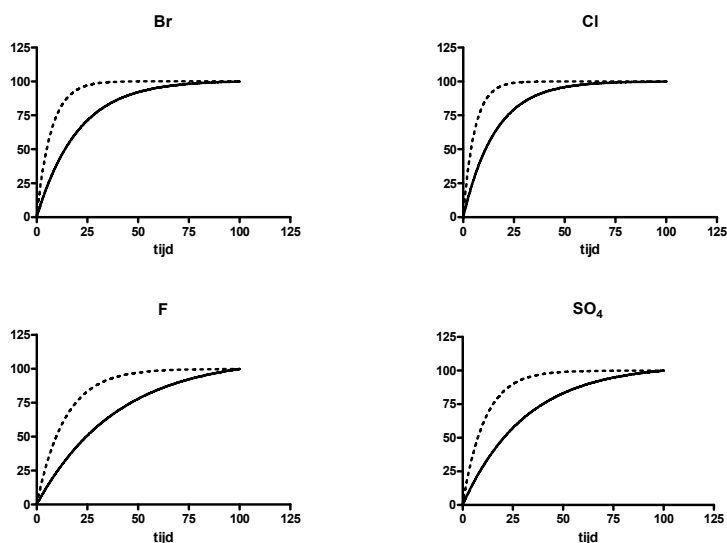
De bronterm wordt dan beschreven met een exponentiële vergelijking, waarvan de uitkomst overeenkomt met Vergelijking 1 op pagina 3. Voor alle individuele componenten is de vorm van de bronterm gegeven bij toepassingshoogtes 0.7 en 2 m in Figuur 4.2.



Figuur 4.2 Vorm van de bronterm bij standaardmissie van  $100 \text{ g/m}^2/100 \text{ jaar}$  voor componenten uit niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing bij twee verschillende toepassingshoogtes (.....0.7m, \_\_\_\_\_2m).



Vervolg Figuur 4.2 Vorm van de bronterm bij standaardimmissie van  $100 \text{ g/m}^2/100 \text{ jaar}$  voor componenten uit niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing bij twee verschillende toepassingshoogtes (....0.7m, \_\_\_\_\_2m).



### Vormgegeven bouwstoffen

De emissie in de tijd kan worden beschreven met de volgende formule (uit: Aalbers et al., 1993):

Vergelijking 9 Bronterm vormgegeven bouwstoffen

$$E(t) = E_{\text{beschikbaar}} * d_c * \sqrt{\frac{D_e}{\pi}} * \sqrt{t}$$

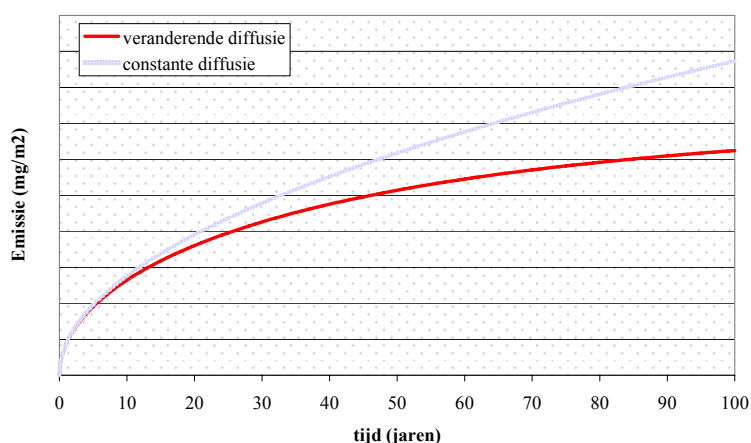
waarin:

- $d_c$  = dichtheid bouw materiaal;
- $D_e$  = effectieve diffusiecoëfficiënt;
- $t$  = tijd.

Deze vergelijking heeft ook ten grondslag gelegen aan de extrapolatiefactoren uit het Bouwstoffenbesluit, waarmee de resultaten van een diffusietest over 64 dagen kon worden omgerekend naar een cumulatieve emissie over 100 jaar (zie paragraaf 3.3.2). Hierbij werd ervan uitgegaan dat de diffusiecoëfficiënt in de tijd verandert;  $pD_e$  (d.i.  $-\log D_e$ ) neemt elk jaar met 0.01 eenheid toe.

Met behulp van deze informatie is de bronterm voor de bodem berekend en met tijdsintervallen van een week als absolute dosering in het model ingevoerd. De totale dosering na 100 jaar is gesteld op  $100 \text{ g/m}^2$ . Hiermee wordt de invoer van exacte waarden voor dichtheid en diffusiecoëfficiënt overbodig.

Er wordt aangenomen dat de geëmitteerde componenten afkomstig zijn van een vormgegeven bouwstof met een oppervlak van  $1 \text{ m}^2$ . Deze hoeveelheid komt terecht op een bodemoppervlak van  $1 \text{ m}^2$ . Verder wordt het scenario als een open toepassing beschouwd. De invloed van 10% natte toepassingen of 100% natte toepassingen is verwerkt in de omrekening van immissiewaarde naar emissiewaarde.



Figuur 4.3 Emissiepatroon van stoffen uit vormgegeven bouwstoffen

Het immissiepatroon van stoffen uit vormgegeven bouwmaterialen naar de bodem is weergegeven in Figuur 4.3.

#### 4.4.7 Stofeigenschappen

##### 4.4.7.1 Invulling generieke benadering

Voor stoffen die niet afgebroken worden, zoals de anorganische componenten uit bouwstoffen, is de adsorptiecoëfficiënt de belangrijkste parameter. De adsorptiecoëfficiënt wordt sterk bepaald door locatiespecifieke omstandigheden en is dus zeer variabel. Een factor 1000 tussen de laagste en de hoogste waarde is niet uitzonderlijk en hogere factoren worden gevonden voor minder mobiele stoffen.

De opdracht van deze studie is het afleiden van *generieke* emissienormen. Dat wil zeggen dat er beleidsmatig geen gebiedsgerichte of locatiespecifieke eisen zullen worden gesteld. Aldus moeten de emissienormen voldoende garantie moeten bieden dat gekozen bodem en grondwaterkwaliteitscriteria worden gehaald, overal in Nederland.

Deze voorwaarde leidt ertoe dat het rekenen met gemiddelde adsorptiecoëfficiënten niet voldoet. Er is een grote spreiding in adsorptiecoëfficiënten, die vanwege het verband met bodemeigenschappen een geografische link hebben. Om zowel beschermend te zijn voor grondwater (veilige aanname is lage  $K_p$ ) als voor de bodem (veilige aanname is hoge  $K_p$ ) zal er gerekend worden met een *range* aan  $K_p$ -waarden.

De boven- en ondergrens van de adsorptierange zijn representatief voor relatief kwetsbare situaties. De bovengrens richt zich op situaties die kwetsbaar zijn voor accumulatie van stoffen en de ondergrens richt zich op situaties die kwetsbaar zijn voor uitspoeling. Hierbij wordt niet expliciet aangegeven voor welke situatie dat is omdat dat per component kan verschillen. De gekozen  $K_p$ -waarde is een gevolg van diverse omstandigheden die in de gegevensverzameling voorkomen. Een samenspel van aard en hoeveelheid van sorberende oppervlakken, zuurgraad en redoxomstandigheden, schudverhoudingen, schudtijden, testconcentraties en aanwezigheid van andere componenten zal resulteren in een range van adsorptiecoëfficiënten. Grote gegevensverzamelingen met een grote diversiteit zullen in het algemeen een betrouwbaardere schatting van de conservatieve waarde opleveren, dan zeer kleine gegevensverzamelingen.

Zowel voor de bovengrens als voor de ondergrenswaarde van de adsorptiecoëfficiënt wordt een emissiewaarde bepaald. Aangezien bodem en grondwater niet los van elkaar kunnen worden gezien, zal de laagste emissiewaarde gaan gelden, omdat die bescherming biedt voor zowel bodem als grondwater (zie Figuur 4.1).

Ter indicatie wordt ook een gemiddelde adsorptiecoëfficiënt gegeven. Als beste schatter van de gemiddelde  $K_p$  geldt het geometrische gemiddelde, omdat de adsorptiecoëfficiënt neigt naar een log-normale verdeling. Indien deze waarde in de literatuur niet gegeven is en daaruit ook niet kan worden afgeleid, wordt de mediaan geselecteerd.

Een tweetal scenario's is doorgerekend in PEARL:

1. Een situatie afgestemd om bindingseigenschappen van kwetsbaardere gebieden. Dat kunnen zowel lichte, zure kleigronden zijn als het om uitspoeling naar grondwater gaat, als kleigronden waar het om accumulatie van componenten gaat.
2. Een gemiddelde situatie afgestemd op gemiddelde bindingseigenschappen van Nederlandse grond.

#### **4.4.7.2 Selectie van adsorptiecoëfficiënten**

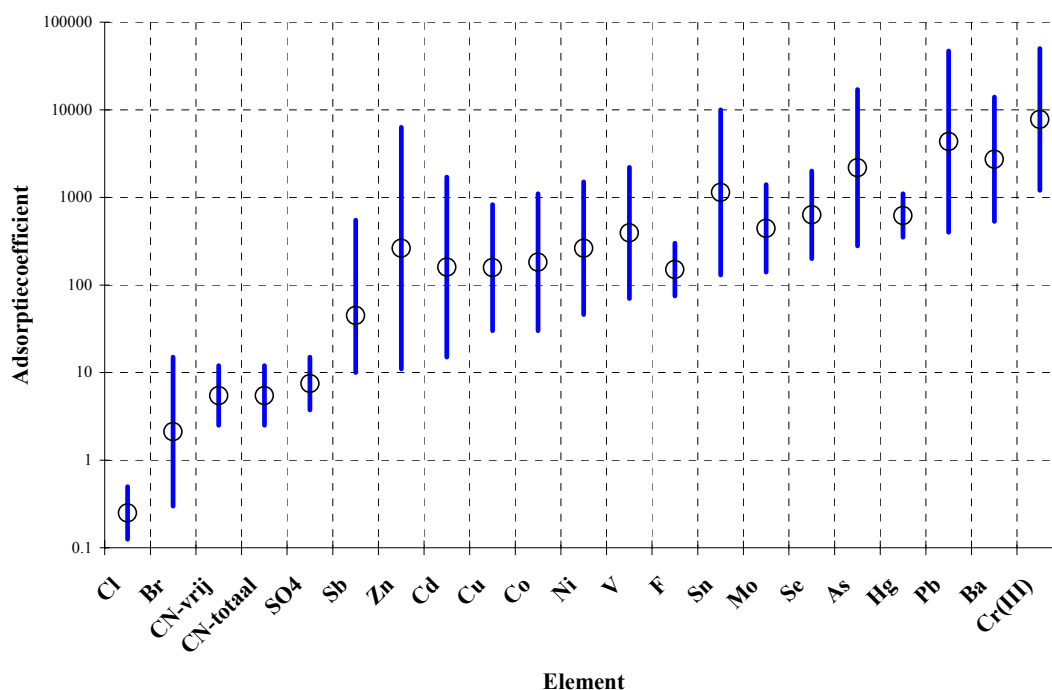
Twee adsorptieparameters worden vaak gerapporteerd:  $K_p$  (=  $K_d$ ) en  $K_f$ . De  $K_p$  (partiticoëfficiënt) of  $K_d$  (distributiecoëfficiënt) veronderstelt een constante verhouding tussen metaal in opgeloste toestand en in geadsorbeerde toestand, ongeacht de concentratie waarin het metaal voorkomt. Dit wordt ook wel lineaire adsorptie genoemd. Indien een  $K_f$  (Freundlich-coëfficiënt) wordt gerapporteerd, hoort daar een Freundlich-exponent bij die aangeeft in welke mate de adsorptie verminderd bij hogere concentraties. Als de exponent ongelijk is aan 1, dan is er sprake van niet-lineaire sorptie. In reviewartikelen worden  $K_p$ 's en  $K_f$ 's vaak bijeengevoegd. Vaak is de sorptie niet-lineair, maar wordt dit niet inzichtelijk gemaakt. Vaak wordt de adsorptiecoëfficiënt weergegeven als  $K_{oc}$  of  $K_{om}$ . Hiermee wordt getracht de variabiliteit ten gevolge van variatie in organisch stofgehalte van bodems te reduceren. Hierbij gaat men er meestal van uit dat de adsorptie lineair is.

Voor de selectie van adsorptiecoëfficiënten in onderhavige studie is gebruik gemaakt van zowel  $K_p$ - als  $K_f$ -waarden. Er is literatuuronderzoek verricht naar studies met de originele experimentele gegevens, waarin zoveel mogelijk componenten en zoveel mogelijk grondsoorten zijn getest, wat enige zekerheid geeft over de onderlinge vergelijkbaarheid van gegevens en de mate waarin de gegevens representatief kunnen zijn voor de Nederlandse situatie. De studies van De Groot et al. (1998) en Buchter et al. (1989) beschrijven de resultaten van adsorptiemetingen aan 7 elementen in 46 Nederlandse grondsoorten, respectievelijk 15 elementen in 11 Amerikaanse grondsoorten. Voor zover componenten aanwezig in deze studies zijn de geselecteerde  $K_p$ -waarden daarvan afgeleid. De range van  $K_p$ -waarden wordt gevormd door het 10-percentiel en het 90-percentiel. Deze waarden worden geacht een goede maat te zijn voor de bindingseigenschappen van kwetsbaardere gronden. De afhankelijkheid van bodemeigenschappen is niet expliciet meegenomen, maar zit impliciet in deze percentielen besloten.

Daarnaast is er een aantal reviews of rapporten bekeken waarin de herkomst van de data niet altijd even duidelijk is, omdat daar weer doorverwezen is naar andere reviews en de uiteindelijke originele bron niet gerefereerd wordt. Deze zijn gebruikt als aanvullend bewijs, om te de redelijkheid van de gekozen waarde te beoordelen. Een studie die veel gebruikt wordt voor het selecteren van adsorptiecoëfficiënten is die van Sauvé et al. (2000). Deze reviewstudie heeft hier niet als basis gediend, omdat het niet mogelijk was om er percentielen uit af te leiden.



Van Freundlich-exponenten (de maat voor concentratie-afhankelijkheid van de adsorptie) is veel minder bekend dan van de adsorptiecoëfficiënten. Ook is de spreiding in deze parameter erg groot. Uit de studie van Buchter et al. (1989) blijkt dat voor veel anorganische componenten de Freundlich exponent gemiddeld kleiner is dan 1, maar met een spreiding van circa 0.3-5. Uit praktische overwegingen is er daarom voor gekozen in de modelberekeningen uit te gaan van lineaire adsorptie. Er is dus gerekend met een Freundlich-exponent van 1. Gezien het concentratiegebied ( $\mu\text{g-mg/l}$ ) bij uitloging van bouwstoffen is de verwachting dat hiermee geen grote onder- of overschatting van concentraties in grondwater en bodem geïntroduceerd wordt.



Figuur 4.4  $K_p$  ranges voor anorganische stoffen, gebruikt voor de modelberekening. Cirkels geven het geometrisch gemiddelde weer.

#### 4.4.7.3 Verandering van adsorptie met de diepte

In de benadering die gevolgd is voor het Bouwstoffenbesluit (systeembenadering 1) is men er van uitgegaan dat de bodem een homogene laag is. De mobiliteit van componenten in een homogene bodem kan met één adsorptiecoëfficiënt beschreven worden. Het merendeel van de  $K_p$ 's die in de literatuur wordt aangetroffen is afkomstig van proeven met bovengrondmateriaal. Dit bovengrondmateriaal is rijk aan bindingsplaatsen in de vorm van met name organische stof en klei. Onder de toplaag bevat de bodem vaak veel minder organische stof en klei. De adsorptiecoëfficiënt van componenten zal daar in het algemeen veel lager zijn. In systeembenadering 4A (dit hoofdstuk) wordt rekening gehouden met een afnemende adsorptie naarmate men dieper in de bodem komt.

De relatie van de  $K_d$  met een aantal bodemeigenschappen is middels regressielijnen vastgelegd. Dit is gedaan voor de veel onderzochte elementen, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni (De Groot et al., 1998; Römken et al., 2003; Sauvé et al., 2000). Een dominante parameter in de meeste regressies is de pH, met daarnaast nog een relatie met organisch stofgehalte, CEC en/of kleigehalte, Fe, Al en/of Mn-oxides. Aangezien dit soort eigenschappen ook in de diepte van een bodemprofiel veranderen (afnemen) kan men verwachten dat de adsorptiecoëfficiënt met de diepte verandert (afneemt). Een vuistregel hiervoor bestaat echter niet. Net als voor de

adsorptiecoëfficiënt zal voor het effect van de diepte gelden dat het zeer afhankelijk is van het type bodem en de omstandigheden. Indien gebruik gemaakt wordt van de regressielijnen van Alterra (Bonten et al., 2004) kunnen de volgende relatieve  $K_d$ 's worden afgeleid voor koper, cadmium, lood en zink. De regressielijnen worden minder betrouwbaar geacht voor extrapolatie naar de diepte. Ze zijn afgeleid voor bovengrond, waarin het organisch stofgehalte en de pH dominant zijn. Parameters die bij binding in de ondergrond een dominante rol spelen zoals Fe-, Al-, en Mn-oxides en hydroxides spelen in deze regressievergelijkingen een ondergeschikte rol. Voor de modelberekeningen wordt er hier gekozen voor de default waarden in PEARL van de reductie van adsorptie met de diepte. Aanname hierbij is dat de hoeveelheid reactieve oppervlakken met de diepte afneemt. De adsorptiecoëfficiënt in een bepaalde bodemlaag is dan als volgt te berekenen:

*Vergelijking 10 Reductie van adsorptie in diepere lagen*

$$K_{ads,z} = K_{ads,ref} * F_z$$

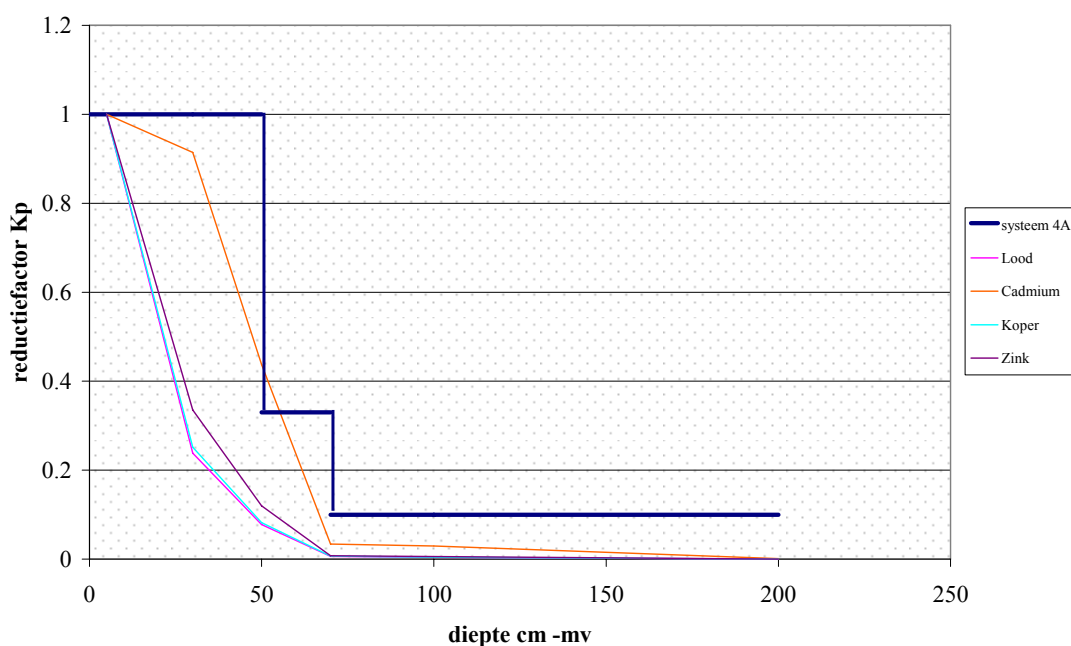
waarin :

$z$  is de diepte van de betreffende laag;

$K_{ads}$  is de referentie adsorptiecoëfficiënt, meestal die in de bovenste laag;

$F_z$  is de reductiefactor voor adsorptie in een bepaalde laag;

Reductie factoren zijn in tabelvorm en grafisch uitgezet Tabel 4.1 en Figuur 4.5.



*Figuur 4.5 Reductie van adsorptie met de diepte in het bodemprofiel. Uitgerekend op basis van regressievergelijkingen (dunne lijnen) en op basis van defaultwaarden in PEARL (dikke lijn)*

#### 4.4.8 Eindpunten modelberekening

PEARL kent vele uitvoer mogelijkheden voor de waterbalans en de stofbalans in diepte en tijd, als massa, concentratie of flux. De keuze van het eindpunt is van grote invloed op de uiteindelijke kritische emissiewaarde. Emissiewaarden afgeleid van de diverse eindpunten worden in dit rapport als varianten gepresenteerd op basis waarvan tot een beleidsmatige keuze gekomen kan worden.

De volgende uitvoerparameters zijn geselecteerd:

De massa in de bovenste meter van het bodemprofiel na 100 jaar: AmaSysFoc ( $\text{kg}\cdot\text{m}^2$ )

De massa in de bouwvoor (30 cm): AmaSysTil (kg.m<sup>2</sup>)  
 De concentratie in de bovenste meter van het grondwater : ConLiqSatAvg (kg.m<sup>3</sup>)

Voor de concentratie in de bodem worden verschillende laagdiktes en tijdstippen in beschouwing genomen:

- Bodem30<sub>max</sub>: maximum jaarconcentratie in de bovenste 30 cm binnen een periode van 100 jaar.
- Bodem100<sub>eind</sub>: gemiddelde concentratie in de bovenste 100 cm na 100 jaar.

De concentratie in het grondwater wordt gemiddeld, waarbij twee verschillende tijdschalen zijn bepaald. Het effect van de tijdschaal op de berekende immissienormen wordt in paragraaf 5.4.2 beschreven. De volgende tijdschalen zijn in beschouwing genomen

- GW20 = maximum gemiddelde concentratie over een periode van 20 jaar
- GW1 = maximum jaargemiddelde concentratie
- 

#### 4.4.9 Van concentratie naar emissiewaarde

Als de concentraties in bodem en grondwater bij de standaardimmissie bekend zijn, worden ze vergeleken met diverse bodem en grondwaterkwaliteitscriteria. Vervolgens wordt de immissie berekend die overeenkomt met de gegeven criteria.

Het verband tussen immissie en uitspoeling is lineair, omdat adsorptie lineair is. Dit betekent dat als de immissie verdubbelt, de concentraties in bodem en grondwater zich ook verdubbelen. En, als concentraties in bodem of grondwater twee zo hoog zijn als bijvoorbeeld de MTT, dan leidt halvering van de immissie tot het bereiken van de juiste concentratie. In formulevorm:

*Vergelijking 11*

$$I_{kritiek} = \text{Milieucriterium} * \frac{I_{std}}{C_{std}}$$

waarin:

Milieucriterium kwaliteitscriterium voor bodem of grondwater (bijvoorbeeld Streefwaarde, MTT, HC50);

C<sub>std</sub> Concentratie in bodem of grondwater bij standaardimmissie;  
 I<sub>std</sub> Standaardimmissie = bodembelasting (100 mg/m<sup>2</sup>/100 jr).

De immissiewaarde kan vervolgens met behulp van Vergelijking 1 en Vergelijking 2 (zie pagina 31 en 34) worden omgerekend naar kritische emissiewaarden.



## 4.5 Systeem 4B: neerwaarts transport met speciatie in bodem en grondwater

### 4.5.1 Kenschets systeem 4B

De evenwichtsadsorptie ( $K_p$ ) benadering die in systeem 4A is toegepast, is een veel gebruikte benadering om de binding en transport van stoffen in de bodem te beschrijven. Echter, er treden bij emissies van verontreinigingen uit bouwstoffen naar de bodem processen op waarmee niet of slechts in beperkte mate rekening kan worden gehouden bij het gebruik van een  $K_p$ -benadering. Deze processen hebben betrekking op de verschijningsvorm van de stoffen in de bodem, ook wel aangeduid met de term 'speciatie'. Onder speciatie vallen processen zoals neerslagreacties en competitie tussen verschillende stoffen voor bindingsplaatsen aan reactieve oppervlakken zoals ijzer- en aluminium(hydr)oxiden en organische stof in de bodem. Met het geochemische model ORCHESTRA zijn kritische emissiewaarden berekend, waarbij rekening is gehouden met de speciatie van componenten in bodem en grondwater. Dit hoofdstuk doet verslag van de gevolgde aanpak en de gemaakte keuzes.

In overleg met VROM is alleen een scenario berekend voor een niet-vormgegeven bouwstof bij open toepassing, met een hoogte van 0.5 m. Voor dit scenario wordt door middel van doorbraakcurven en concentraties in bodem en grondwater zichtbaar gemaakt wat de verschillen en overeenkomsten zijn tussen de speciatie en de  $K_p$ -benadering, ook voor langere termijn (1000 jaar), en hoe de gekozen randvoorwaarden invloed hebben op af te leiden emissiewaarden.

### 4.5.2 Outline algehele aanpak en samenhang

- Een uitgebreide verantwoording van de geochemische aanpak met ORCHESTRA en de verschillen met de lineaire adsorptiebenadering in systeem 4A wordt gegeven in paragraaf 4.5.3. Hoewel de netto neerslag in systeem 4A en systeem 4B gelijk is (300 mm/jaar), is de hydrologie in beide benaderingen verschillend. Om verschillen in resultaten van systeem 4A en systeem 4B zo goed mogelijk te kunnen duiden is er met PEARL (4A) en ORCHESTRA (4B) een 'identiek' scenario doorgerekend waarvan de resultaten besproken worden in paragraaf **Error! Reference source not found.**
- Met een speciatiemodel is het mogelijk om berekeningen uit te voeren voor verschillende bodems op basis van de specifieke bodemchemische eigenschappen. Een voor de Nederlandse situatie relevante bandbreedte van resultaten is verkregen door de berekeningen uit te voeren voor drie typisch Nederlandse bodemprofielen (zand, klei, veen). De keuze van de bodemprofielen en de bijbehorende eigenschappen wordt besproken in paragraaf 4.5.5.
- De precieze opzet van het speciatiemodel in ORCHESTRA en de daarbij gemaakte keuzes is beschreven in paragraaf 4.5.6.
- Het afleiden van kritische emissiewaarden met behulp van een speciatiemodel is minder eenvoudig dan bij gebruik van een lineair  $K_p$ -model. Dit iteratieve proces, en de daarbij gemaakte keuzes en gehanteerde randvoorwaarden, is beschreven in paragraaf 4.5.7. Ten slotte wordt er aandacht besteed aan onzekerheden in de speciatiemodellering en validatie van resultaten (paragraaf 4.5.8).

### 4.5.3 Verantwoording mechanistische aanpak

De Kp-benadering die in systeem 4A is toegepast, is een veel gebruikte benadering om de binding van stoffen in de bodem te beschrijven. Deze benadering wordt ook toegepast in modellen waarbij rekening wordt gehouden met het transport van stoffen. Resultaten van transportberekeningen op basis van de Kp-benadering zijn eenvoudig te interpreteren, onder andere in termen van retardatiefactoren (zie paragraaf 4.4.7). Hoewel de eenvoud en het gebruiksgemak van de Kp-benadering een groot voordeel vormen, treden er bij emissies van verontreinigingen uit bouwstoffen naar de bodem processen op waarmee in deze benadering niet of slechts in beperkte mate rekening kan worden gehouden. Deze processen hebben betrekking op de verschijningsvorm van de stoffen in de bodem, ook wel aangeduid met de term 'speciatie'. Het gaat daarbij vooral om de hieronder genoemde factoren:

- De pH heeft een zeer grote invloed op de binding in de bodem van vele verontreinigingen die uitlogen uit bouwstoffen. Met deze pH-afhankelijkheid wordt in systeem 4A niet expliciet rekening gehouden.
- Een Kp-benadering wordt gebruikt voor stoffen die lineair binden aan de bodem, zoals het geval is bij veel bestrijdingsmiddelen en andere organische verontreinigingen. De meeste metalen en oxyanionen vertonen echter een sterk niet-lineair bindingsgedrag. Dat betekent dat het transport van deze stoffen afhankelijk is van de concentratie waarin de stoffen aanwezig zijn. Daarnaast wordt de binding van stoffen in de bodem sterk bepaald door variabelen zoals de pH (hierboven al genoemd), redoxpotentiaal, en de aanwezigheid van andere adsorberende en complexerende stoffen. Deze factoren, waarmee bij de Kp-benadering geen rekening wordt gehouden, worden hieronder nader toegelicht.
- In de meeste bodems is complexatie met opgeloste organische stof van groot belang voor de mobiliteit van met name zware metalen. Deze interacties zijn niet expliciet verdisconteerd in de Kp-benadering.
- Waarden voor de Kp hebben in principe geen algemene geldigheid voor verschillende bodemtypes, omdat de binding van stoffen afhankelijk is van bodemspecifieke parameters zoals pH, reactieve minerale en organische oppervlakken en de aanwezigheid van andere complexerende en adsorberende stoffen.

#### *pH-afhankelijkheid van adsorptie*

De pH heeft een zeer grote invloed op de binding van stoffen aan de bodem. Om een indruk te geven van dit effect: de opgeloste concentratie metaal kan een factor 10 worden verhoogd bij een pH-daling van 1 pH-eenheid. De lading van de belangrijkste reactieve oppervlakken in de bodem, natuurlijke organische stof en (hydr)oxideoppervlakken, wordt bepaald door de adsorptie van protonen. Het resultaat hiervan is dat deze oppervlakken bij lage pH netto een positieve lading hebben en bij hoge pH netto een negatieve lading. De adsorptie van metaalkationen en van oxyanionen die aan deze oppervlakken adsorberen, vertoont daarom een sterke pH-afhankelijkheid, omdat negatief geladen oppervlak netto kationen 'aantrekt' en vice versa. De pH kan sterk variëren tussen verschillende bodemtypen en met de diepte in het bodemprofiel, en daarmee een grote invloed hebben op de mobiliteit van verontreinigingen. Dit pH-effect wordt niet expliciet omvat in een Kp-benadering.

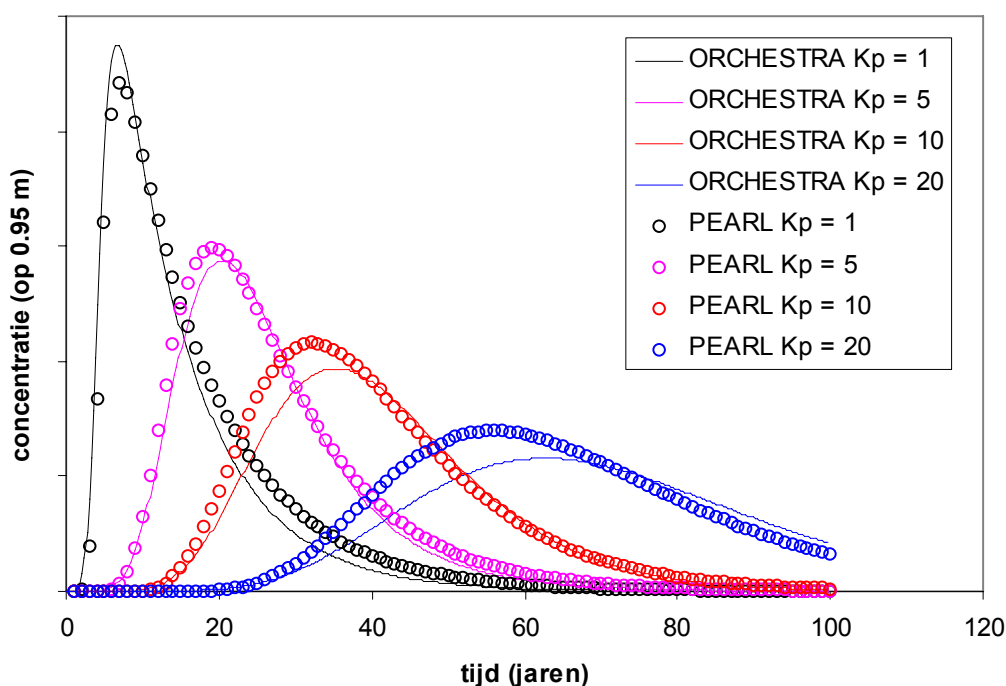
#### *Niet-lineaire adsorptie en competitie*

De binding van de meeste metalen en oxyanionen verloopt niet-lineair, dat wil zeggen dat de sterkte van de binding niet-lineair afhangt van de concentratie in het bodemvocht. In veel gevallen betekent dit dat deze stoffen bij lage concentraties sterker binden dan bij hoge concentraties. Dit hangt samen met het feit dat de sterkste bindingsplaatsen in de bodem het eerst bezet worden en dat bij hogere concentraties stoffen op minder sterke bindingsplaatsen

kunnen adsorberen of elkaar verdringen (competitie) op het adsorptieoppervlak. ‘Competitie’ wil dus zeggen dat stoffen elkaar beconcurreren om te kunnen adsorberen aan een beperkt aantal adsorptieplaatsen in de bodem. Deze competitie speelt zich af tussen protonen en verschillende zware metalen/oxyanionen onderling, tussen hoofdelementen en zware metalen/oxyanionen, en hoofdelementen onderling. Het netto effect van competitie is meestal een verhoogde mobiliteit van stoffen. Daarnaast bevinden zich stoffen in de bodemoplossing die door complexatie de oplosbaarheid van metalen/oxyanionen kunnen verhogen, zoals bijvoorbeeld carbonaat, chloride en opgeloste organische stof (humus- en fulvozuren).

#### *Precipitatie en oplossen van mineralen*

Wanneer er tegelijkertijd meerdere stoffen tegelijk uitlogen uit een bouwstof en inspoelen in de bodem, doen zich tussen de verschillende stoffen onderling reacties voor, zoals het oplossen en neerslaan van mineralen (‘zouten’). Bijvoorbeeld, bij gelijktijdig uitloggen van barium en sulfaat uit de bouwstof is er een grote kans dat het mineraal bariet wordt gevormd (bariumsulfaat,  $\text{BaSO}_4$ ). De oplosbaarheid van dergelijke mineralen is dan bepalend voor de concentratieniveaus en verdere verspreiding van de stoffen in de bodem. In het algemeen leidt het vormen van mineralen ertoe dat de mobiliteit van de betrokken stoffen wordt verlaagd. Wanneer een stof in evenwicht is met een mineraal, heeft de totaalconcentratie van het betreffende mineraal geen invloed op de opgeloste concentratie. Oplos- en neerslagreacties in de bodem kunnen daarom niet met een  $K_p$ -benadering worden beschreven.



*Figuur 4.6 Vergelijking systeem 4A en systeem 4B met betrekking tot doorbraak zonder speciatie.*

#### **4.5.4 Vergelijking uitkomsten systeem 4A en 4B**

Hoewel in PEARL (gebruikt voor systeem 4A) en ORCHESTRA (gebruikt voor systeem 4B) dezelfde netto neerslag (circa 300 mm/jaar) is gehanteerd, wordt de hydrologie in beide modellen op een verschillende wijze beschreven. Met beide modellen is daarom een identiek scenario doorgerekend om de eventuele verschillen in uitkomsten ten gevolge van de verschillende hydrologische beschrijvingen vast te kunnen stellen.

Voor dit doel is het volgende scenario gebruikt: een open toepassing van 1 meter hoogte, bulkdichtheid van  $1550 \text{ kg/m}^3$ , een bronterm van  $100 \text{ mg/m}^2$  per 100 jaar met een kappawaarde van 0.5, de ‘gemiddelde’ Nederlandse zandgrond die in PEARL wordt gehanteerd en Kp-waarden van 1, 5, 10 en 20 L/kg. In ORCHESTRA is voorts een constante neerwaartse flux van 300 mm/jaar aangehouden, in PEARL een ‘gemiddeld’ weerjaar (100 keer herhaald) met dagelijkse variatie in neerslag/verdamping (dus zowel neerwaartse als opwaartse stroming mogelijk); de netto neerslag is ongeveer gelijk aan 290 mm/jaar. Terwijl in PEARL een wisselende grondwaterstand en verzadigingsgraad optreedt, is in ORCHESTRA gerekend met een gefixeerde gemiddelde grondwaterstand (0.95 m) en een gemiddelde waterverzadiging in de onverzadigde zone als functie van de diepte. Voorts zijn er tussen de twee modellen nog verschillen in laagjesdikte (In PEARL is een wat fijner grid gehanteerd dan in ORCHESTRA). Hierdoor kan de reductie van adsorptie in de diepte net iets anders zijn verrekend. Door deze aspecten kunnen vorm en tijdstip van doorbraak enigszins verschillen.

De resultaten zijn weergegeven in Figuur 4.6. De overeenkomsten tussen PEARL en ORCHESTRA zijn zeer acceptabel. Hoewel de doorbraaktijd bij hogere Kp-waarden enigszins verschilt, komen zowel doorbraaktijdstip als concentratieniveau goed overeen. Verschillen die optreden tussen de resultaten van systeembenaderingen 4A en 4B zijn daarom vrijwel geheel toe te schrijven aan verschillen in de *chemische* beschrijving van de vastleggingsprocessen in de bodem.

#### 4.5.5 Bandbreedte reactiviteit van de Nederlandse bodem

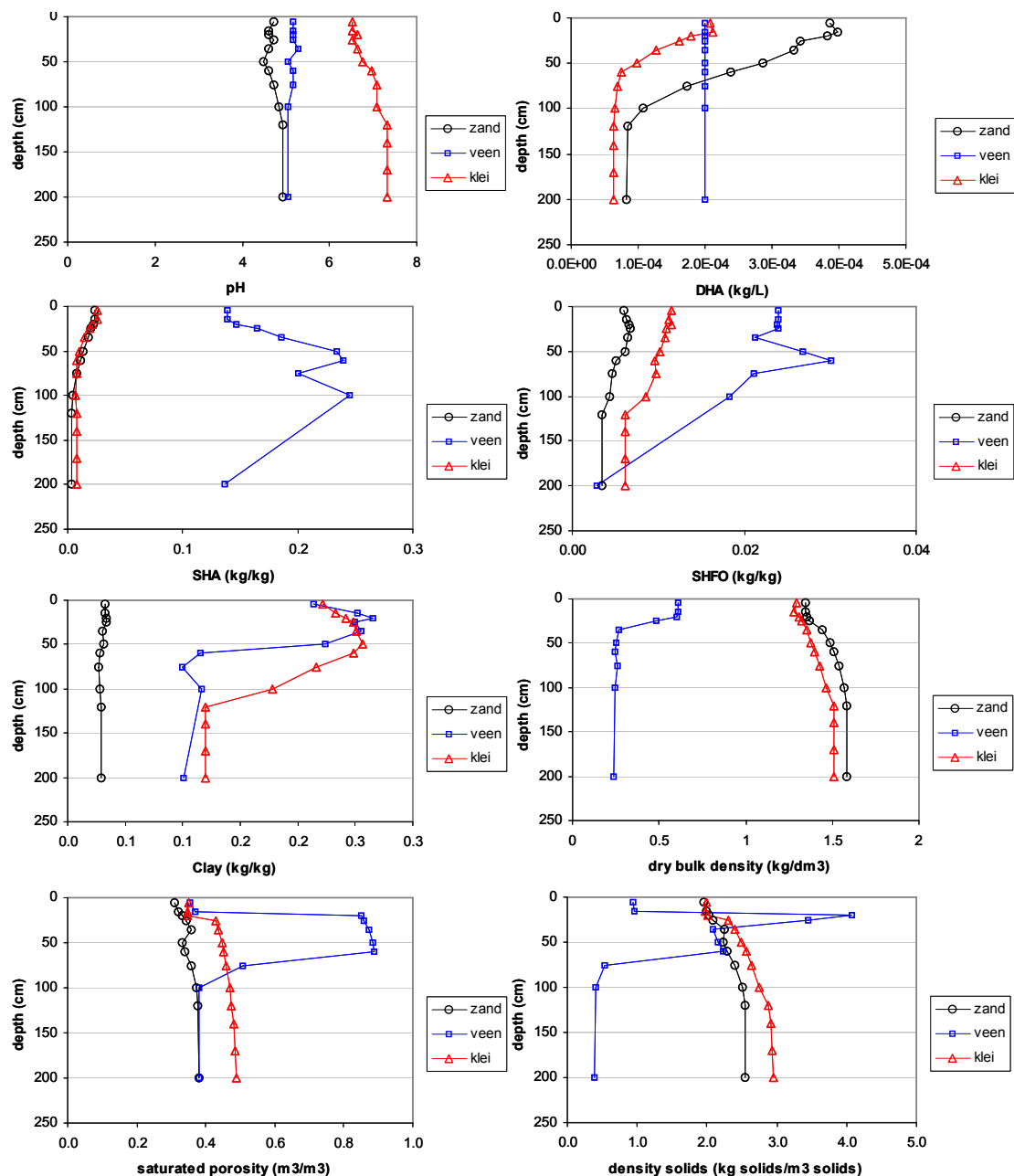
De uitkomst van een mechanistisch model is afhankelijk van specifieke (chemische en fysische) bodemeigenschappen die bepalend zijn voor de mate van vastlegging (pH, organische stof, lutum, Fe(hydr)oxiden, et cetera). Omdat bodemeigenschappen in Nederland van plaats tot plaats verschillen, is ervoor gekozen om de berekeningen uit te voeren voor drie Nederlandse bodemtypes met een verschillende vastleggingscapaciteit. Er is gekozen voor deze drie bodemtypes, te weten een representatieve zand-, veen- en kleigrond.

Voor de selectie van ‘representatieve’ zand-, veen- en kleibodems heeft het onderzoeksinstituut Alterra (Wageningen) voor dit doel de zogenaamde STONE-database geraadpleegd, waarin bodemprofielen zijn opgeslagen van bodems uit heel Nederland (in 6405 ‘plots’). Van elk bodemprofiel zijn chemische bodemeigenschappen bekend die nodig zijn voor de input van het mechanistische model, zoals pH, kleigehalte, gehalte organische stof en het gehalte ijzer- en aluminium(hydr)oxiden. Daarnaast zijn er hydrologische gegevens beschikbaar. Van de bodemtypes zand, veen en klei zijn daarnaast ‘gemiddelde’ eigenschappen voor de drie verschillende bodemtypes bekend (gemiddeld over alle plots die onder het betreffende bodemtype vallen). Omdat de gegevens van de ‘gemiddelde’ bodemtypes niet compleet zijn ten aanzien van enkele parameters (zoals gemiddeld watergehalte) is voor elk van de ‘gemiddelde’ bodemtypes een specifieke STONE-plot gekozen waarvan de chemische bodemeigenschappen als functie van de diepte het meest overeenkomen met de ‘gemiddelde’ eigenschappen. Deze specifieke STONE-plots, te weten 770 (veenbodem), 633 (zandbodem) en 3760 (kleibodem), zijn geselecteerd om de berekeningen mee uit te voeren. De chemische en fysische eigenschappen van de geselecteerde bodems zijn weergegeven in Bijlage 3 (uitgebreid en in tabelvorm) en grafisch (voor enkele belangrijke parameters) in Figuur 4.7.

Voor de geselecteerde bodemprofielen waren geen gegevens beschikbaar over de concentratie opgeloste organische stof (DOC). Deze noodzakelijke parameter is voor de zand- en kleibodem geschat met pH- en organische stof-afhankelijke regressievergelijkingen

die voor zand- en kleibodems zijn afgeleid (Römkens et al., 2004). De toepassing van deze vergelijking leidt tot een scherp profiel voor de DOC-concentratie als functie van de diepte. Voor de veenbodem zijn de betreffende regressievergelijkingen niet toepasbaar, en is een DOC-concentratie aangehouden van 100 mg/L over het gehele bodemprofiel. De resulterende DOC-concentraties in de zandbodem (tot circa 195 mg/l) zou men als hoog kunnen kwalificeren, maar deze concentraties komen wel degelijk voor in de top laag van zandbodems; de aanname omtrent de waarde en de constante concentratie als functie van de diepte in de veenbodem is realistisch en berust eveneens op meetgegevens in het veld (100 +/- 30 mg/L, L. Bonten, Alterra, pers. comm.).

Voor wat betreft de fysische/hydrologische parameters zijn er van elke STONE-plot gegevens beschikbaar over de gemiddelde grondwaterstand, de GHG en de GLG (GHG/GLG = gemiddelde van hoogste c.q. laagste 3 grondwaterstanden per jaar) en het gemiddelde watergehalte van elke bodemlaag tot het punt waarop de bodem permanent verzadigd is. Voorts zijn er gegevens over de netto neerslag beschikbaar voor elke STONE-plot; het gemiddelde neerslagoverschot op de geselecteerde plots bedraagt 272 mm/j (plot 770, zandgrond), 210 mm/j (plot 633, veengrond) en 279 mm/j (plot 3760, kleigrond). Er moet worden opgemerkt dat dit neerslagoverschot sterk afhankelijk is van het gewas dat op de betreffende plot groeit en van de geografische ligging van de plot. Beide zijn niet voor iedere plot gelijk, daarom is uitgegaan van het gemiddeld landelijk neerslagoverschot (ongeveer 300 mm/j).



Figuur 4.7 Eigenschappen van de geselecteerde bodems uit de STONE-database (typische Nederlandse zand-, veen-, en kleibodem). Chemische parameters zijn uitgedrukt in de eenheid waarmee zij in ORCHESTRA zijn ingevoerd; DHA = humuszuur in de bodemoplossing in kg HA/l poriewater (afgeleid van DOC, zie tekst), SHA = humuszuur in de vaste fase (afgeleid van % organische stof, zie tekst), SHFO = som van ijzer- en aluminium(hydr)oxiden, afgeleid van geëxtraheerd Fe en Al (zie tekst) en kleigehalte. Daarnaast droge bulkdichtheid, watergevuuld porievolume en (daaruit berekende) dichtheid van de vaste fase.

## 4.5.6 Opzet geochemische model in ORCHESTRA

### 4.5.6.1 Speciatieberekeningen

De gekozen opzet van het geochemische model is verantwoord in een publicatie van Dijkstra et al. (2004), waarnaar wordt verwezen voor verdere details. Vergelijkbare mechanistische modelbenaderingen worden, met relatief kleine nuance-verschillen, in toenemende mate toegepast om de uitloging en mobiliteit van anorganische stoffen uit afvalstoffen en in bodem en grondwater te voorspellen (Lofts et al., 1998; Temminghoff et al., 1997; Weng et al., 2001, 2002,; Cances et al., 2003; Tipping et al., 2003; Voegelin et al., 2003; Gustaffson et al., 2003; Schröder et al., 2005; Fest et al., 2005; Van der Sloot et al., 2006). Hieronder volgt een korte beschrijving van de aanpak die voor dit project is gehanteerd.

De benadering gaat ervan uit dat de stoffen die uitlogen uit bouwproducten in de bodem kunnen binden aan de belangrijkste reactieve oppervlakken, te weten organische stof, ijzer- en aluminium(hydr)oxiden en klei-oppervlakken. Voor elk van deze oppervlakken is een adsorptiemodel gekozen waarvoor intrinsieke thermodynamische parameters beschikbaar zijn voor het stoffenpakket binnen dit project. De mechanistische adsorptiemodellen zijn 'state of the art' en omvatten alle interacties (effect van pH, competitie, complexatie, etcetera) die in het voorgaande zijn benoemd. Voor de anorganische speciatie in oplossing is gebruik gemaakt van de thermodynamische gegevens van MINTeq2 3.11 (Allison et al., 1991) met aanvullingen en correcties (Dijkstra et al., 2002; 2006). Het speciatie- en transportmodel is opgezet in de modelomgeving ORCHESTRA (Meeussen, 2003). De volgende typen adsorptiemodellen zijn gebruikt in de berekeningen:

- *Adsorptie aan vaste en opgeloste organische stof.* Het NICA-Donnan-model (Kinniburgh et al., 1999; Milne et al., 2003) voor specifieke en niet-specifieke binding van componenten aan opgeloste/vaste organische stof. Hierbij wordt aangenomen dat 100% van de opgeloste organische stof (dissolved organic carbon, DOC) en 50% van de vaste organische stof reactief is, met de eigenschappen van humuszuur. Voorts wordt ervan uitgegaan dat organische stof voor 50% uit koolstof bestaat (Dijkstra et al., 2004). Het model is geparametriseerd met de set van 'generieke' bindingsconstanten voor humuszuur van Milne et al., (2003). Voor alle stoffen uit het bouwstoffenbesluit die specifiek aan organische stof kunnen binden (dat zijn alle kationische stoffen) zijn er generieke parameters beschikbaar of af te leiden uit de in de betreffende bron (Milne et al., 2003) vermelde 'Linear Free Energy Relationships' waarmee ontbrekende bindingsconstanten kunnen worden berekend. Het benodigde percentage organische stof als functie van de diepte, benodigd als input in ORCHESTRA, is voor elk van de bodems bekend; de concentraties opgeloste organische stof als functie van de diepte zijn berekend uit regressievergelijkingen (zie voorgaande paragraaf).
- *Adsorptie aan ijzer- en aluminium(hydr)oxiden.* Het 'Generic Two Layer Model' van Dzombak en Morel (1990) voor binding van componenten aan amorfe Fe- en Al-hydroxiden. Het 'Generic Two Layer Model' van Dzombak en Morel (1990) voorziet in het kunnen berekenen van pH-afhankelijke binding van kat- en anionen, competitie en ionsterkte-effecten aan amorfe Fe-(hydr)oxiden. Naast de amorfe Fe- (hydr)oxiden mag men aannemen dat Al-(hydr)oxiden in de ondergrond een bijdrage vormen aan het totale reactief adsorptieoppervlak. Echter, op het moment van schrijven ontbreekt nog een complete en systematische database met adsorptiereacties voor de binding van componenten aan Al-(hydr)oxiden. Wat wel mogelijk is, is om in het model Fe-

hydroxide als ‘surrogaat’ aan te nemen voor amorfe Al-(hydr)oxiden. Hoewel dit mechanistisch niet correct is, is deze keuze verdedigbaar doordat beide mineralen een overeenkomstige reactiviteit bezitten (Hiemstra et al., 1989). In de berekeningen is daarom aangenomen dat 1 mol Al overeenkomt met 1 mol Fe. Vervolgens is het door Dzombak en Morel (1990) aanbevolen molgewicht van 89 g Fe-hydroxide/mol Fe toegepast om de concentratie Fe+Al-(hydr)oxide te berekenen, die dient als input in het model. Voorts is voor de ijzer- en aluminium (hydr)oxiden het door Dzombak en Morel (1990) aanbevolen specifiek oppervlak en site density aangenomen. Deze benadering wordt ondermeer toegepast en verder onderbouwd in Meima en Comans (1998).

- Dit model is geparametriseerd met de generieke bindingsconstanten van Dzombak en Morel (1990). Voor vrijwel alle stoffen uit het bouwstoffenbesluit die aan (hydr)oxideoppervlakken kunnen binden (dat zijn alle anionische en kationische stoffen) zijn er generieke parameters beschikbaar of af te leiden uit de in de betreffende bron vermelde ‘Linear Free Energy Relationships’ waarmee ontbrekende bindingsconstanten kunnen worden berekend. Uitzondering is complex cyanide ( $\text{Fe}(\text{CN})_6$ ), dat thermodynamisch niet stabiel is en uiteenvalt naar vrij cyanide ( $\text{CN}^-$ ) waarvoor wel bindingsconstanten beschikbaar zijn. In het model is er dan ook van uitgegaan dat alle cyanide in de vrije vorm aanwezig is. Daarnaast zijn parameters toegevoegd voor de binding van carbonaat ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) aan ijzer(hydr)oxide (uit de PHREEQC thermodynamische database, Parkhurst en Appelo 1999). De hoeveelheden ijzer- en aluminium(hydr)oxiden, benodigd als input in ORCHESTRA, zijn voor elke bodem beschikbaar in de vorm van oxalaat-extracties. Dit type extractie is in de wetenschappelijke literatuur gebruikelijk om deze parameters te schatten (Blakemore et al., 1987; Kostka en Luther III, 1994).
- *Adsorptie (ion-omwisseling) aan kleimineralen.* Voor niet-specifieke binding van stoffen aan permanent geladen oppervlakken (kleideeltjes) is een eenvoudig Donnan-model gebruikt (zie Dijkstra et al., 2004). Er is een CEC van 0.25 eq/kg klei aangehouden (overeenkomend met de gemiddelde CEC van illiet) en een Donnanvolume dat gefixeerd is op 1 l/kg. De hoeveelheid klei als functie van de diepte, benodigd als input in ORCHESTRA, is voor elk van de bodems bekend.

#### 4.5.6.2 Opzet van het ORCHESTRA-model (hydrologie/chemie)

##### *Bronterm*

De beschrijving van de bronterm is grotendeels identiek aan zoals die is gebruikt in systeemmodel 4A, dat wil zeggen de componenten uit het bouwstoffenbesluit-pakket nemen af in de tijd als functie van toepassingshoogte. Deze functies worden beschreven met een voor het Bouwstoffenbesluit generieke ‘kappa’ waarde (afname van concentraties in de tijd). Er zijn echter een paar belangrijke aanvullingen in de hier aangenomen bronterm ten opzichte van die in systeem 4A:

- De bronterm bevat naast het volledige pakket van stoffen uit het bouwstoffenbesluit ook Na. De primaire reden om Na toe te voegen is, omdat Na in veel bouwstoffen het belangrijkste tegenion is voor de hoge concentraties mobiele anionen zoals  $\text{Cl}^-$ , en zo de ladingsbalans voor deze stoffen completeert (Dijkstra et al., 2006). Daarnaast kan een hoge concentratie Na mogelijk als uitwisselaar dienen bij niet-specifieke adsorptie van kationen. Voor Na is een identiek emissiepatroon als voor  $\text{Cl}^-$  aangenomen;
- Aan de bronterm is  $\text{Ca}^{2+}$  toegevoegd om de lading van de veelal hoge concentraties  $\text{SO}_4^{2-}$  te neutraliseren. In veel bouwstoffen is  $\text{Ca}^{2+}$  het belangrijkste tegenion voor  $\text{SO}_4^{2-}$ .



vanwege de aanwezigheid van gips. Daarnaast kan Ca specifiek en niet-specifiek binden aan organische stof, (hydr)oxiden en kleimineralen en vormt daarmee een niet te verwaarlozen competitor voor adsorptie-sites voor andere stoffen die uitlogen uit bouwproducten. Voor  $\text{Ca}^{2+}$  is een identiek emissiepatroon aangenomen als voor  $\text{SO}_4^{2-}$ .

#### *Beschrijving van het model voor vastlegging in de bodem*

De geochemische en fysische eigenschappen van de geselecteerde bodems, zoals weergegeven in Figuur 4.7, zijn zonder wijzigingen in het ORCHESTRA-model ingevoerd. In feite is het mechanistische model dus in drievoud opgezet, namelijk voor de gemiddelde zandbodem, de kleibodem en veenbodem. Om dit te bewerkstelligen is er een laagjesdikte van 10 centimeter aangehouden, tot een diepte van 3 meter, waarin alle beschikbare profielgegevens zoals getoond in Figuur 4.7, zijn ingevoerd.

Naast de parameters zoals pH en de diverse adsorptieoppervlakken dient er een aanname te worden gedaan voor de concentratie van belangrijke hoofdelementen die voor competitie kunnen zorgen met de stoffen die vanuit de bronterm inspoelen in de bodem. De belangrijkste competitoren voor de binding aan organische stof (veruit het belangrijkste adsorptieoppervlak voor kationen zoals zware metalen) zijn  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  en  $\text{Ca}^{2+}$ ; de laatste speelt ook een belangrijke rol bij adsorptie aan (hydr)oxideoppervlakken. Voor  $\text{Fe}^{3+}$  en  $\text{Al}^{3+}$  worden de opgeloste en geadsorbeerde concentraties in het model gereguleerd door de aanwezigheid van ferrihydriet ( $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$ ) en gibbsiet ( $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ ), welke oplossen of neerslaan onder invloed van bodemparameters zoals pH en organische stof. De concentratie Ca in bodems met een pH lager dan circa 7 wordt meestal niet door het oplossen van mineralen bepaald, omdat deze onder die condities niet stabiel zijn (carbonaten en dergelijke). Als (initiële) achtergrondconcentratie in oplossing is daarom 0.001 M Ca aangenomen; deze concentraties worden in de loop van de berekening verdrongen door de concentraties die inspoelen vanuit de bronterm.

Omdat in het hierboven beschreven systeem ook anionen mogen adsorberen, zoals  $\text{MoO}_4^{2-}$  en  $\text{SbO}_3^-$ , is in separate modelruns de mogelijke competitieve invloed van fosfaat op de adsorptie van andere anionen geëvalueerd. Hieruit bleek dat fosfaat, in de lage concentraties zoals opgelegd door hydroxyapatiet ( $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ), nauwelijks invloed had op de mobiliteit van anionen wanneer een realistische bronterm werd aangenomen met meerdere vergelijkbaar sterk adsorberende anionen ( $\text{AsO}_4$ ,  $\text{VO}_4$ ) in realistisch hoge concentraties (in het onderhavige geval een AVI- bodemas). Om het model niet onnodig complex te maken is er daarom besloten om fosfaat niet mee te nemen in de berekeningen.

In vergelijking met een meer compleet systeem van gemeten concentraties hoofdelementen die voor competitie/complexatie kunnen zorgen ( $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$  et cetera) blijkt dat modelvoorspellingen althans voor opgeloste concentraties zware metalen uit Dijkstra et al. (2004), dat wil zeggen Ni, Cu, Zn, Cd en Pb, behoorlijk goed kunnen worden voorspeld met het hierboven beschreven 'vereenvoudigde' systeem van achtergrondconcentraties van hoofdelementen (SLU course, Zweden, 2005; publicatie in voorbereiding).

Om rekening te houden met de meestal hogere  $\text{CO}_2(\text{g})$ -spanning in bodems ten gevolge van respiratie is in alle bodemprofielen een vaste  $\text{CO}_2(\text{g})$ -spanning aangenomen van 10-2.5 atm, tienmaal hoger dan atmosferisch. Deze waarde wordt door het standaardwerk van Lindsay (1979) als referentiewaarde voor bodems gehanteerd. De  $\text{CO}_2(\text{g})$ -spanning reguleert de concentraties opgelost carbonaat in de bodemoplossing, hetgeen met name bij de wat hogere pH's ( $\sim > \text{pH } 7$ ) als complexvormer kan fungeren voor metalen die minder sterk binden aan opgeloste organische stof (doorgaans het belangrijkste ligand voor metalen in oplossing).

Daarnaast zorgt  $\text{CO}_3^{2-}$  gebonden aan (hydr)oxideoppervlak voor competitie met andere anionen.

#### *Keuzes met betrekking tot precipitatie/oplossen van mineralen*

Voor precipitatie van minerale fasen in de bodem is uit de thermodynamische database MINTEQA2 database (Allison et al., 1990) en aanvullingen (Dijkstra et al.; 2002, 2006) een selectie gemaakt op basis van de waarschijnlijkheid waarmee de mineralen gevormd kunnen worden en doorgaans goede beschrijvingen opleveren van de oplosbaarheid van de betreffende stoffen in bouwstoffen en/of bodem (zie onder andere Meima et al., 1998; Dijkstra et al., 2004; 2006). Hierbij moet worden opgemerkt dat uit metingen en modellering is gebleken dat adsorptie veruit het belangrijkste vastleggingsproces lijkt te zijn voor de meeste metalen en oxyanionen in de bodem, en precipitatie van mineralen dus in veel gevallen van ondergeschikt belang zal zijn (onder andere Dijkstra et al., 2004; zie ook paragraaf 4.5.7). Niettemin kunnen bij hoge beladingen in sommige gevallen precipitaten gevormd worden, zoals ook is geconstateerd in de berekeningen. De minerale fasen waarvan precipitatie in het model werd toegelaten zijn vermeld in Tabel 4.3.

*Tabel 4.3 Geselecteerde minerale fasen waarvan precipitatie/oplossen is toegestaan in het ORCHESTRA-model*

Barite (BaSO <sub>4</sub> (s))	Gibbsite [C] (Al (OH) 3 (s))
Ca <sub>2</sub> V <sub>2</sub> O <sub>7</sub>	Gypsum (CaSO <sub>4</sub> (s))
Ca <sub>3</sub> [VO <sub>4</sub> ] <sub>2</sub>	HgCO <sub>3</sub>
CaMoO <sub>4</sub> [c]	Malachite (CuCO <sub>3</sub> (s))
CaSb [OH] 6 [s] 2	Montroydite (Hg (OH) 2 (s))
CaSeO <sub>3</sub> : 2H <sub>2</sub> O	NiCO <sub>3</sub> [s]
Ca_Vanadate	Ni [OH] 2 [s]
Calcite (CaCO <sub>3</sub> (s))	Otavite (CdCO <sub>3</sub> (s))
Cd [OH] 2 [C]	Pb <sub>2</sub> V <sub>2</sub> O <sub>7</sub>
Cerussite (PbCO <sub>3</sub> (s))	Pb <sub>3</sub> [VO <sub>4</sub> ] <sub>2</sub>
Cr [OH] 3 [C]	PbMoO <sub>4</sub> [c]
Cu [OH] 2 [s]	Pb [OH] 2 [C]
Ferrihydrite (Fe (OH) 3 (s))	Witherite (BaCO <sub>3</sub> (s))
Fluorite (CaF <sub>2</sub> (s))	Zincite (ZnO (s))

#### *Keuzes met betrekking tot pH en redoxtoestand*

De pH is in het model vastgelegd als functie van de diepte in de bodem, conform de gebruikte bodemeigenschappen uit het STONE-bestand. De consequentie hiervan is dat er in deze modelopzet geen rekening wordt gehouden met de mogelijke verandering van de pH in de bodem als gevolg van een alkalische bronterm (of zure, maar alkalisch komt het meeste voor). Hiervoor zijn diverse redenen:

- Er is niet een consistente manier om alkaliniteit afkomstig uit verschillende bouwstoffen op een generieke manier te beschrijven (de pH varieert tussen pH 8 en pH 13.5 voor verschillende alkalische bouwstoffen en per toepassingsscenario), terwijl de herziening van het Bouwstoffenbesluit gericht is op een generieke benadering. Daarnaast is de alkaliniteit afkomstig van een bouwstof geen ‘statische’ maar een variabele parameter: afhankelijk van het toepassingsscenario zal deze in de tijd veranderen (pH-afname als gevolg van CO<sub>2</sub>-opname in een open toepassing) of niet veranderen (bijvoorbeeld in een strikt van de atmosfeer afgesloten toepassingsscenario).
- Modellen die de buffering van zuur en base en de effecten daarvan in de bodem kunnen beschrijven (bijvoorbeeld Fest et al., 2005), zijn op het moment van schrijven nog niet voldoende operationeel, met name geldt dit voor de binding en mobilisatie

van DOC als functie van pH. Uiteraard is dit wel een onderwerp dat aandacht behoeft voor verder onderzoek.

In het model is een mild oxidatieve redoxtoestand aangehouden overeenkomend met  $pH + pe = 15$ , waardoor de redoxtoestand in de bodem afhankelijk is van de pH en met de diepte verandert. Dezelfde problematiek als geschetst voor de pH geldt ook voor de redoxtoestand en redoxbuffercapaciteit in de bodem, namelijk dat het niet mogelijk is om een generieke bronterm voor oxiderende/reducerende capaciteit op eenduidige wijze in het model te verdisconteren, gegeven de randvoorwaarde dat het bouwstoffenbesluit generiek van aard is. Ook zijn de modelmogelijkheden de redoxtoestand van de bodem dynamisch te laten veranderen nog in het ontwikkelingsstadium.

#### *Keuzes met betrekking tot achtergrondconcentraties van stoffen uit het BsB-pakket in de bodem*

Er is gekozen uit te gaan van een initieel 'schone' bodem. Dat wil in dit geval zeggen dat er zich in de bodems geen achtergrondconcentraties bevinden van zware metalen en/of oxyanionen uit het BsB-pakket.

De moeilijkheid bij het definiëren van achtergrondconcentraties is de keuze van die waarden, omdat dat 'generieke' achtergrondwaarden, zoals landelijke achtergrond- of streefwaarden, niet toepasbaar zijn voor specifieke bodems en dus ook niet als initiële oplading van de bodem in het model. Daarnaast bestaat er een in dit verband belangrijk onderscheid tussen totaalconcentratie en beschikbare concentratie van stoffen in de bodem. Dit onderscheid betekent dat slechts een kleine fractie van de totaal aanwezige concentratie van een stof 'meedoet' aan bindingsprocessen in de bodem (voor Cd bijvoorbeeld zijn in sommige bodems slechts enkele procenten beschikbaar voor adsorptie (Dijkstra et al., 2004)). Het verdisconteren van de 'generieke' streef- en achtergrondwaarden in het model kan dus tot onrealistische situaties leiden; in het verleden is dit al eens geconstateerd (Dijkstra en Comans, 2003).

Echter, hoewel de competitie tussen metalen die sterk complexeren met organische stof (Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Sn, Cr) onderling in bodems met enkele procenten organische stof meevalt (onder anderen De Wit, 1992), kan men niet in zijn algemeenheid zeggen dat dit geldt voor het volledige pakket van stoffen die in dit project worden meegenomen. Belangrijker in dat verband zijn de achtergrondniveaus van Al, Fe en Ca (de belangrijkste competitoren) in de bodem, en daarmee is in de modelopzet rekening gehouden. Een en ander neemt niet weg dat het van belang is om meer inzicht te krijgen in de beschikbaarheid en vast/vloeistofverdeling van achtergrondconcentraties in bodem; dat is echter een langetermijn onderzoekstraject.

#### *Keuzes met betrekking tot transport van DOC*

Op het moment van schrijven zijn er nog geen modellen operationeel die de vastlegging en transport van DOC (humus- en fulvozuren) in de bodem goed kunnen voorspellen (zie boven), terwijl het transport van DOC van groot van belang is voor de mobiliteit van andere stoffen, met name van zware metalen. Dit probleem kan op een aantal manieren worden aangepakt. Een mogelijke benadering is om in het model een constante bronterm van DOC aan te nemen waardoor stoffen die aan DOC binden neerwaarts in het profiel worden getransporteerd. In deze benadering wordt geen rekening gehouden met het feit dat in werkelijkheid DOC-concentraties afnemen als functie van de diepte als gevolg van adsorptie, precipitatie en afbraak. Een constante bronterm leidt na verloop van tijd tot een constante

DOC-concentratie in het profiel en leidt tot over- of onderschattingen van de DOC-concentraties in de diepte en daardoor ook van hieraan geadsorbeerde metalen.

Een andere aanpak, welke hier is toegepast, is om de DOC-concentraties in oplossing (zie Figuur 4.7) voor elke cel in het transportmodel vast te leggen. Tijdens de transportberekeningen liggen de DOC-concentraties als functie van de diepte dus vast, maar voor berekening van transport van stoffen wordt wel gebruik gemaakt van de aan DOC gebonden mobiele fractie. Hoewel op deze manier het transport van DOC zelf niet wordt beschreven (de vorming, adsorptie en afbraak van DOC in de bodem zijn als het ware met elkaar in evenwicht), wordt het effect van aanwezig DOC op transport van overige stoffen wel correct berekend.

*Keuzes met betrekking tot de hydrologie en modeloutput (cellen, dispersie, diffusie, waterverzadiging, stroming, gemiddelden)*

Het transportmodel bestaat uit cellen van 10 cm elk tot een diepte van 3 m (alleen de bovenste 2 m wordt gebruikt). Er is een constante neerwaartse flux aangenomen van 300 mm/jaar (gemiddeld Nederlands neerslagoverschot) en er is rekening gehouden met de waarde van de fysische parameters als functie van de diepte (Figuur 4.7 en Bijlage 7). Dezelfde eindpunten als in systeem 4A worden berekend (doorbraakcurve, gemiddelde concentraties over de bovenste meter van het grondwater et cetera).

De dispersie wordt in de huidige modelopzet gecontroleerd door numerieke dispersie, die ongeveer 10 centimeter bedraagt (dispersielengte). Er is in het model niet gerekend met frontspreiding door diffusie; een separate berekening waarin dit wel is gedaan, gaf geen noemenswaardige verschillen.

Dispersie en diffusie hebben in een percolatieregime geen invloed op het moment van doorbraak, alleen op de spreiding van het concentratiefront. Voorts is het zo dat voor de hier doorgerekende eindpunten (middeling van de concentraties over de bovenste meter van het grondwater en de bodem) de effecten van diffusie/dispersie enigszins worden gedempt.

#### **4.5.7 Werkwijze afleiding emissienormen**

Voor systeem 4B zijn maximale emissiewaarden afgeleid voor het scenario van een open toepassing van een niet-vormgegeven bouwstof, met een toepassingshoogte van 0.5 m, waarbij als criterium in bodem- en grondwater de MTT-grondwater en MTT-bodem is gehanteerd. (zie paragraaf 2.3)

Zoals in de eerdere paragrafen in detail is beschreven, is de mobiliteit van de stoffen uit het BsB-pakket in de bodem onderling van elkaar afhankelijk door effecten van competitie en neerslagreacties. Omdat bij de herziening van het Bouwstoffenbesluit een generieke normstelling wordt nagestreefd voor alle bouwstoffen, zullen de maximale emissiewaarden die met ORCHESTRA worden berekend dus ook onderling van elkaar afhankelijk zijn. De 'generieke bouwstof' in het ORCHESTRA-model bevat dus tegelijk alle stoffen uit het BsB-pakket (en enkele hoofdelementen, zie paragraaf 4.5.6.2, die onderling interacties mogen aangaan. De af te leiden set van maximale emissiewaarden bestaat dus uit een cocktail van stoffen, een unieke combinatie van emissiewaarden, zodanig dat de gestelde milieucriteria voor geen van de individuele componenten wordt overschreden.

Door de onderlinge afhankelijkheden tussen stoffen en de niet-lineariteit van binding, is het afleiden van maximale emissienormen met een speciatiemodel een iteratief proces. Het veranderen van de emissiewaarde van één stof heeft gevolgen voor de emissiewaarde van de

andere stoffen. Daarnaast is het zo dat hogere concentraties over het algemeen mobieler zijn dan lage concentraties door niet-lineaire adsorptie; men name dit aspect maakt het lastig om binnen een bepaalde tijd (bijvoorbeeld 100 jaar) precies te voldoen aan een milieucriterium.

Als beginschatting voor de iteraties is de set van kritische emissiewaarden gekozen zoals dat berekend is met systeem 4A. Het itereren totdat een generieke set van kritische emissiewaarden werd bereikt voor systeem 4B is handmatig, met 'educated guesses', uitgevoerd in circa 20 iteraties tot een bepaalde nauwkeurigheid werd bereikt. Er is gestart met het itereren voor de zandgrond, omdat in deze grond de mobiliteit van de stoffen het hoogste bleek te zijn; daarna zijn telkens voor de veen- en kleigrond controleberekeningen uitgevoerd. Afhankelijk van de uitkomsten daarvan is al dan niet opnieuw geïtereerd.

De volgende randvoorwaarden en milieucriteria, vastgelegd in een voorkeursscenario van VROM, zijn gehanteerd bij het afleiden van de maximale emissiewaarden:

1. De *gemiddelde* grondwaterconcentratie tussen 1 en 2 m diepte (de bovenste meter van het grondwater) mag niet de MTT-waarde voor grondwater overschrijden binnen een periode van 100 jaar.
2. De *gemiddelde* concentratie in de bovenste meter van de vaste bodem (0 - 1 m) mag de MTT-waarde voor de bodem na 100 jaar niet overschrijden.

In aanvulling op deze twee criteria zijn bij het itereren uit pragmatische overwegingen en voor de vergelijkbaarheid van de resultaten de volgende randvoorwaarden gehanteerd:

- Voor de zand-, veen- en kleigrond is voor de onderlinge vergelijkbaarheid van de berekeningsresultaten aangenomen dat het grondwater in de drie bodems begint op 1 m diepte (in werkelijkheid wijkt de grondwaterspiegel hiervan af, zie Bijlage 7).
- Voor stoffen waarvoor de MTT-waarde voor de vaste fase van de bodem bepalend is gebleken voor de maximale emissiewaarde (sterk in de bodem accumulerende stoffen), is geïtereerd op de MTT-bodem in de zandgrond. Omdat de bulkdichtheid van de zandgrond- kleigrond- en veengrond van elkaar verschilt wordt bij eenzelfde emissiewaarde de MTT-bodem (in mg/kg droge stof) het eerst bereikt in de bodem met de laagste bulkdichtheid (dat is de veengrond). Omdat de veengrond een zo sterk afwijkende bulkdichtheid heeft in vergelijking met de zand- en kleigrond, is bij de iteraties niet gekeken naar de overschrijdingen van de MTT-bodem in de veengrond. De bulkdichtheid van de kleigrond is vergelijkbaar met die van de zandgrond (zie Bijlage 7).
- Voor de nauwkeurigheid van de maximale emissiewaarden is tijdens het iteratieproces een marge van ongeveer 10% gehanteerd. Uitzonderingen zijn gemaakt voor stoffen waarbij op basis van het PEARL-model en ORCHESTRA zeer vergelijkbaar transportgedrag werd waargenomen, zoals de vrijwel inerte componenten  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$  en  $\text{SO}_4^{2-}$ , die tot circa 30% de MTT-criteria mochten over- of onderschrijden (piekwaarde); zo overschrijdt  $\text{SO}_4$  in ORCHESTRA in de kleibodem de MTT-waarde met ongeveer 30%. Het hanteren van nauwkeuriger criteria dan nu is gedaan, zou leiden tot een exponentieel stijgend aantal iteraties; bovendien zou dit een nauwkeurigheid van de uitkomsten en aannames suggereren die er niet is.

## 4.5.8 Belangrijkste (on)zekerheden in processen en parameters

### *Thermodynamische parameters*

Zoals eerder vermeld is voor de berekeningen uitgegaan van de in paragraaf 4.5.6 genoemde thermodynamische database en aanvullingen daarop. Deze database is door de Amerikaanse Environmental protection Agency (EPA) ontwikkeld en is zeer volledig met betrekking tot de hier beschouwde BsB-componenten. Voor antimoon bestaat echter overeenstemming dat de thermodynamische gegevens nog niet volledig zijn (Krupka en Serne, 2002). Daarentegen is wel duidelijk dat antimoon in de bodem zeer mobiel is (Krupka en Serne, 2002), zoals ook tot uiting komt in de berekeningen met ORCHESTRA.

Een hieraan verwante onzekerheid hangt samen met het gebruik van thermodynamische data afkomstig uit verschillende bronnen, namelijk die van 'interne inconsistentie'. Dit is geconstateerd voor cyanide en vanadium. Cyanide is een component waarvan de evenwichtsspeciëatie goed bekend is, maar waarvan ook bekend is dat thermodynamisch evenwicht onder praktijkomstandigheden meestal niet wordt bereikt (Meeussen et al., 1992). Voor het thermodynamisch gezien 'instabiele' complex-cyanide zijn er echter geen betrouwbare bindingsconstanten aan ijzer(hydr)oxide bekend, in tegenstelling tot het 'stabiele' vrij cyanide. Er kan voor complex-cyanide daarom geen uitspraak worden gedaan over de mobiliteit anders dan dat er in zeer specifieke milieus en bij zeer hoge concentraties (zoals op voormalige gasfabriekterreinen) slecht oplosbare neerslagen van Berlijns Blauw (Meeussen et al., 1992). Voor vanadium zijn bij het afleiden van de bindingsconstanten aan organische stof en ijzer(hydr)oxide door Milne et al. (2003) en Dzombak en Morel (1990) andere thermodynamische data gebruikt dan die uit de MINTEQA2-database. Ondanks deze onzekerheid is een redelijke modelvoorspelling verkregen van de vanadiumuitloging in de bodem-uitloogdataset van Dijkstra et al. (2004), zie '*Validatie modelberekeningen van systeem 4B met pH-afhankelijke uitlooggegevens en kolomproeven*' in deze paragraaf.

De generieke parameters voor binding van de componenten aan resp. ijzer(hydr)oxiden (Dzombak en Morel, 1990) en organische stof (Milne et al., 2003) zijn afgeleid uit kritisch geëvalueerde, wetenschappelijk gepubliceerde meetgegevens. Zowel Dzombak en Morel (1990) als Milne et al. (2003) geven echter ook constanten voor componenten waarvoor geen meetgegevens beschikbaar waren, door middel van zogenaamde 'Linear Free Energy Relationships (LFER)', een soort regressieanalyse op basis van thermodynamische verwantschappen tussen componenten. Het gaat met betrekking tot binding aan organische stof om tin, barium, chroom en kwik en met betrekking tot binding aan ijzer(hydr)oxide om molybdeen, antimoon, cyanide, fluoride en tin. Deze parameters zijn daardoor weliswaar minder zeker, maar geven over het algemeen goede beschrijvingen van de uitloging in de bodem-uitloogdataset van Dijkstra et al. (2004) (Sn, Ba, Cr) en in diverse afvalstoffenmilieus (Mo, Meima et al., 1998), zie '*Validatie modelberekeningen van systeem 4B met pH-afhankelijke uitlooggegevens en kolomproeven*' in deze paragraaf.

### *Validatie modelberekeningen van systeem 4B met pH-afhankelijke uitlooggegevens en kolomproeven*

Voor de componenten Ni, Cu, Zn, Cd en Pb is de hier gehanteerde modelaanpak gevalideerd aan de hand van meetdata uit pH-afhankelijke uitloogproeven die zijn uitgevoerd voor een achttal verschillende bodems (Dijkstra et al., 2004). De modelresultaten zijn voorspellingen op basis van een beperkt aantal onafhankelijk gemeten parameters; er worden dus geen parameters gefit. De voorspellingen uit Dijkstra et al. (2004), die zijn uitgevoerd met het hier gebruikte model ORCHESTRA, zijn in 2005 onafhankelijk gereproduceerd en gevalideerd

met een ander geochemisch model, Visual MINTEQ, door professor J.P. Gustaffson van de Technische Universiteit in Stockholm, Zweden.

In de dataset van Dijkstra et al. (2004) zijn in vrijwel alle gevallen ook concentraties gemeten van de andere componenten uit het BSB-pakket, uitgezonderd cyanide, bromide, kwik en fluoride. Met het model van Dijkstra et al. (2004) is recentelijk een begin gemaakt om te onderzoeken in hoeverre de modelaanpak tot goede voorspellingen leidt voor de overige componenten uit het BSB-pakket. De voorlopige resultaten laten zien dat acceptabele voorspellingen worden gevonden van de binding van alle gemeten componenten aan de bodem in het relevante pH-traject (J.J. Dijkstra, publicatie in voorbereiding).

Hoewel pH-afhankelijke uitloogproeven veel informatie geven over de partitie van metalen, zijn de resultaten van kolomproeven op meer eenduidige wijze vertaalbaar naar de hier beschouwde emissiescenario's. Recentelijk zijn er diverse studies geweest waarin de hier toegepaste modelaanpak is gebruikt voor het voorspellen van het inspoelings- en uitlooggedrag van de metalen Ni, Cu, Zn, Cd en Pb in kolomproeven (Schipper et al., 2001a, 2001b, 2003a, 2003b). Uit deze studies is naar voren gekomen dat ook in een transportregime goede tot zeer goede voorspellingen worden verkregen voor de genoemde metalen.

## 4.6 Systeem 5: immissietoets voor bouwmaterialen in oppervlaktewater en waterbodembodem

Door de Commissie Integraal Waterbeheer is een prioriterings- en immissietoets voor lozingen op oppervlaktewater uitgewerkt (Commissie Integraal Waterbeheer, 2000). Deze toetsingsmethode is tevens gebruikt voor de afleiding van de toelaatbare immissies voor het Bouwstoffenbesluit. In de volgende paragraaf wordt eerst een uitleg gegeven van de uitgangspunten, de methodiek en de mengberekeningen die daarbij worden gebruikt. Daarna wordt aangegeven hoe de methodiek voor bouwstofoepassingen is ingezet.

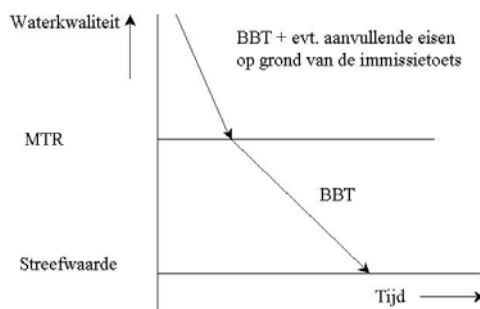
### 4.6.1 Beschrijving immissietoets CIW

#### 4.6.1.1 Uitgangspunten

**Met de beoordeling van de lozing door middel van een immissietoets wordt beoogd bescherming te bieden aan de kwaliteit van het watersysteem.**

In 1993 is door de Tweede Kamer de motie-Esselink en Feenstra aangenomen (Tweede Kamer, 1992a). In deze motie werd de regering verzocht zich bij het milieubeleid te concentreren op het maximaal toelaatbaar risiconiveau en verdere risicoreductie primair te bewerkstelligen via het ALARA-principe (as low as reasonably achievable). Deze motie is door het kabinet overgenomen (Tweede Kamer, 1992b; Tweede Kamer, 1993). Deze motie is voor het emissiebeleid voor water als volgt geïnterpreteerd. Als de kwaliteit van het watersysteem boven het MTR is, kunnen aanvullende eisen worden gesteld om de emissie te reduceren. Voor de zoute wateren geldt de streefwaarde als doelstelling voor de korte termijn. Als de kwaliteit van het watersysteem zich echter tussen het MTR en de streefwaarde bevindt, geldt dat verdergaande emissiereductie moet worden bereikt op basis van de voortschrijdende stand der techniek conform ALARA (zie Figuur 4.8). Aanvullende eisen boven de bronaanpak (ALARA, BUT/BBT) op grond van de immissietoets kunnen dan niet meer worden verlangd. Voor de lange termijn geldt voor alle watersystemen de streefwaarde als doelstelling.

De begrippen ALARA en BUT/BBT (best uitvoerbare en best beschikbare technieken) zijn recent opgegaan in het begrip BBT (Beste Bestaande Technieken).



Figuur 4.8 Schematische voorstelling toepassingsgebied immissietoets

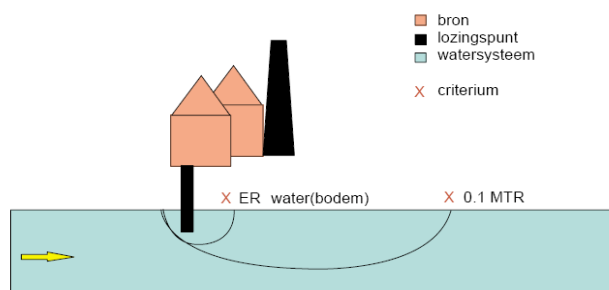


De uitkomsten van de immissietoets moeten voldoen aan de volgende uitgangspunten:

- I. De lozing mag niet significant bijdragen aan het overschrijden van de kwaliteitsdoelstelling voor het watersysteem (water en waterbodembodem) waarop wordt geloosd;
- II. De lozing mag binnen de mengzone niet leiden tot acuut toxische effecten voor waterorganismen;
- III. De lozing mag binnen de mengzone niet leiden tot acuut toxische effecten voor sediment bewonende organismen.

Bij het eerste uitgangspunt gaat het om de kwaliteit van het effluent in relatie tot de huidige kwaliteit en de (in het beheersplan en/of provinciaal waterhuishoudingsplan vastgelegde) kwaliteitsdoelstelling voor zowel water als waterbodembodem van het watersysteem waarop de emissie plaatsvindt. Een bijdrage wordt significant genoemd als deze gelijk of meer dan 10% van het MTR bijdraagt aan de concentratie van de stof in het ontvangende watersysteem (zie Figuur 4.9). Voor zowel zwarte-lijststoffen als overige stoffen wordt het MTR gehanteerd. De bezwaarlijkheid van zwarte-lijststoffen is verwerkt in het MTR; de MTR is voor deze stoffen in het algemeen lager dan die van de overige stoffen. Voor de uitwerking van dit eerste uitgangspunt is het verder belangrijk om vooraf vast te stellen wat de dimensies van de te beschouwen watersystemen zijn.

Bij het tweede en derde uitgangspunt gaat het om de bescherming van water en sediment bewonende organismen binnen de mengzone. De mengzone is het gebied rondom een lozingspunt waar het effluent zich mengt met het oppervlaktewater. Indien in de mengzone strikt zou worden vastgehouden aan de realisatie van de waterkwaliteitsdoelstelling, leidt dit ertoe dat de eisen die aan een emissie worden gesteld op het niveau van de waterkwaliteitsdoelstelling moeten liggen. In het tweede IMP-water (Tweede Kamer, 1985) is reeds aangegeven dat de mengzone rond een lozingspunt niet aan de waterkwaliteitsdoelstelling hoeft te voldoen. Om te voorkomen dat het gebied rondom een lozingspunt te sterk wordt verontreinigd is een bovengrens gekozen. Hiervoor is het risiconiveau boven het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau gekozen, te weten het Ernstig Risiconiveau. Voor zwevend stof en sediment is het Ernstig risiconiveau gekoppeld aan de interventiewaarde. Bij hantering van het Ernstig Risiconiveau als bovengrens wordt de vorming van klasse IV baggerspecie voorkomen. Dit criterium geldt in de nabijheid van het lozingspunt en kan direct worden gerelateerd aan de kwaliteit van het effluent. Via de bescherming van de kwaliteit van het water wordt derhalve tevens de bescherming van de waterbodembodem afdoende afgedekt.



Figuur 4.9 Schematisch overzicht van het bereik van de immissietoets

#### 4.6.1.2 *Uitwerking immissietoets*

De immissietoets is stapsgewijs opgezet en zodanig dat in de eerste stappen met relatief weinig gegevens en met behulp van eenvoudige berekeningen kan worden bepaald of de emissie voldoet aan de uitgangspunten.

##### **Stap 1: Toets of de effluentconcentratie voldoet aan het VR.**

Met deze stap wordt bereikt dat stoffen die in lage concentratie in het effluent voorkomen verder buiten beschouwing kunnen blijven. Als de concentratie van stoffen in het effluent gelijk of lager is dan het VR voor die stoffen, hoeft de immissietoets niet verder te worden uitgevoerd. Immers, als de concentratie in het oppervlaktewater vóór het lozingspunt nog beneden het MTR is, kan een lozing met een concentratie beneden het VR nooit tot een overschrijding van het MTR leiden. Ingeval de concentratie voor het lozingspunt al boven het MTR ligt, zal de lozing met een concentratie beneden het VR zelfs tot een verlaging van de concentratie in het ontvangende water leiden. Door lozing van afvalwater zal immers de MTR in het ontvangende oppervlaktewater niet (verder) worden overschreden. Er is dus geen sprake van significante verslechtering van de waterkwaliteit. Daarmee wordt ook verondersteld dat aan het *stand still*-beginsel voldoende invulling wordt gegeven.

##### **Stap 2: Toets of de concentratieverhoging na menging over een bepaalde afstand gelijk of meer is dan 10% van het MTR.**

Als de concentratie van een stof in de lozing groter is dan het MTR, kan er in beginsel sprake zijn van een bijdrage aan het overschrijden van het MTR in het oppervlaktewater. In een beperkt gebied rondom het lozingspunt zal in ieder geval het MTR overschreden worden. De vraag is dan of er sprake is van een *significante* bijdrage aan het overschrijden van het MTR voor het watersysteem. Afgesproken is dat een bijdrage van 10% van het MTR als significant wordt beschouwd. Gezocht is naar een methode om op eenvoudige wijze te berekenen of er sprake is van een significante bijdrage aan het overschrijden van het MTR.

Om de invloed van een lozing op de waterkwaliteit te berekenen is uitgegaan van die verspreidingsmechanismen waarvan kan worden aangenomen dat ze bij de gekozen instellingen de geringste menging zullen opleveren. In de directe omgeving van het lozingspunt is dat een benadering volgens een drie-dimensionale pluim of een jet. Op enige afstand van het lozingspunt is dit een benadering volgens een twee-dimensionale pluim. Dit betekent dat de werkelijke mengzone in de praktijk altijd kleiner of gelijk is aan de afmetingen berekend met het model. De mengzone is een gebied waar de lozing nog niet volledig is opgemengd met het ontvangende water. Door deze aanpak is de werkelijke concentratie in het watersysteem gelijk of lager dan de berekende concentratie op basis van het gehanteerde model.

Uit modelberekeningen is af te leiden dat voor *kleinere wateren* (<100 m breed) op een afstand van 10 maal de breedte nagenoeg sprake is van volledige menging. Dat wil zeggen dat als we op die plaats de concentratie berekenen en vervolgens toetsen of de concentratieverhoging minder is dan  $0.1 \cdot \text{MTR}$ , we er ook zeker van kunnen zijn dat de invloed op het watersysteem als geheel niet groter is dan de gestelde eis, te weten: maximaal 10% bijdrage aan het overschrijden van het MTR.

Voor *grotere wateren* (>100 m breed) is op een afstand van 10 maal de breedte nog geen sprake van volledige menging. Bij breed oppervlaktewater zou het hanteren van het criterium op 10 maal de breedte betekenen dat over een relatief grote afstand in de pluim langs de oever een hoge concentratie kan optreden. Om die reden is voor brede watersystemen een beperking van de lengte tot 1000 meter gehanteerd. In andere woorden, voor brede

watersystemen wordt niet op 10 maal de breedte, maar wordt op 1000 meter getoetst of de concentratieverhoging niet groter is dan  $0.1 \cdot \text{MTR}$ . Voor *meren* wordt niet de afstand op 10 maal de breedte gehanteerd, maar een vergelijkbare afstand.

In deze toetsstap wordt nagegaan of door de emissie de concentratie op een bepaalde afstand van het lozingspunt leidt tot een verhoging van de concentratie in het watersysteem met 10% van het MTR of meer. Als de concentratieverhoging op die punten niet boven  $0.1 \cdot \text{MTR}$  uitstijgt is er geen sprake van een significante bijdrage aan het overschrijden van het MTR in het ontvangende watersysteem. De concentratie op een bepaalde afstand kan met behulp van een eenvoudig spreadsheet model worden berekend, waarbij een onderscheid wordt gemaakt tussen lijnvormige systemen en meren. Deze berekeningswijze wordt verder toegelicht in paragraaf 4.6.1.3.

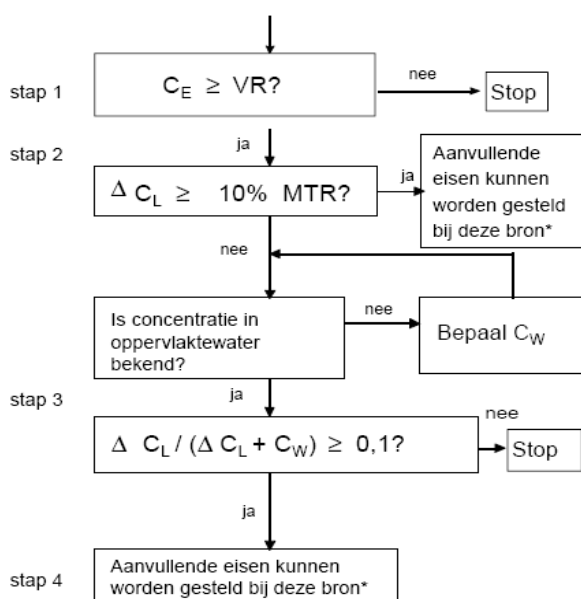
### Stap 3: Toets of de relatieve bijdrage van de lozing ten opzichte van de concentratie vóór het lozingspunt gelijk of meer dan 10 % is.

Aan het begin van stap 3 dient nagegaan te worden of de concentratie in het ontvangende oppervlaktewater bekend is c.q. geschat kan worden (eventueel aan de hand van bovenstroomse meetgegevens). Het betreft hier de concentratie van een stof in het oppervlaktewater voor of stroomopwaarts van het lozingspunt. Voor meren wordt de concentratie in het meer gebruikt.

Met deze stap wordt nagegaan of er sprake is van een significante overschrijding van het 'stand still -beginsel'. Is dit niet het geval, dan hoeven aanvullende eisen niet overwogen te worden.

### Stap 4: Eventueel meer gedetailleerde berekeningen.

In beginsel kunnen op basis van stap 3 verdere eisen aan de lozing gesteld worden binnen het kader van de vergunningsprocedure. Indien er duidelijke redenen voor zijn kunnen gedetailleerdere berekeningen over de effecten van de lozing worden uitgevoerd en de resultaten ervan getoetst worden aan het genoemde uitgangspunt 1.



\* eventueel complexe berekening i.o.m. waterkwaliteitsbeheerder door bedrijf uit te voeren

Figuur 4.10 Procedure van de CIW-immisietoets.  $C_E$  = concentratie in het effluent,  $\Delta C_L$  = concentratieverandering als gevolg van de lozing,  $C_W$  = concentratie vóór de mengzone

### **Toets op de overschrijding van het ernstig risiconiveau waterbodem**

Bij het vaststellen van een ongewenst effect van een lozing op het oppervlaktewater wordt de emissie niet alleen beoordeeld op een significante bijdrage aan het overschrijden van het MTR in het oppervlaktewater, maar ook op een mogelijke overschrijding van het ER in het water en in de waterbodem in een relatief klein gebied rondom het lozingspunt. Dit zijn de uitgangspunten II en III van de immissietoets.

Uit modelberekeningen blijkt dat vrijwel altijd de toets of de lozing een significante bijdrage aan het overschrijden van de MTR levert, maatgevend is. Derhalve wordt bij voldoen aan de immissietoets hiervoor tevens voldaan aan de uitgangspunten II en III.

#### **4.6.1.3 Uitwerking van de mengberekening**

In deze paragraaf wordt een globale beschrijving van de berekeningswijze gegeven. Voor de bouwstoffen is zoveel mogelijk aansluiting gezocht bij deze berekeningswijze van de CIW. Op grond van gegevens over het watersysteem en de lozing wordt de mate van menging ( $M_x$ ) berekend van het geloosde water met het oppervlaktewater als functie van de afstand stroomafwaarts van het lozingspunt ( $M_x = C_e / C_x$  met  $C_e$  = concentratie van de lozing en  $C_x$  = concentratie op afstand  $x$  stroomafwaarts van het lozingspunt).

Onderscheid wordt gemaakt in:

- een situatie waarbij in eerste instantie sprake is van een uitstroming in de vorm van een jet die vervolgens overgaat in een tweedimensionale pluim
- een situatie waarbij de uitstroming direct plaatsvindt in de vorm van een driedimensionale pluim die daarna overgaat in een tweedimensionale pluim.

Van de eerste situatie zal sprake zijn bij een uitstroming met grote snelheid in langzaam stromend oppervlaktewater, de tweede situatie zal optreden bij een geringe uitstroomsnelheid in snel stromend water.

Voor de mengberekening is daarnaast informatie nodig over de hydraulische ruwheid van de waterbodem en de plaats van de lozing. Voor de hydraulische ruwheden ( $k$ -waarden in de formule van Manning) zijn standaardwaarden beschikbaar:

$k$ -waarde rivier = 0.05 m

$k$ -waarde kanaal = 0.1 m

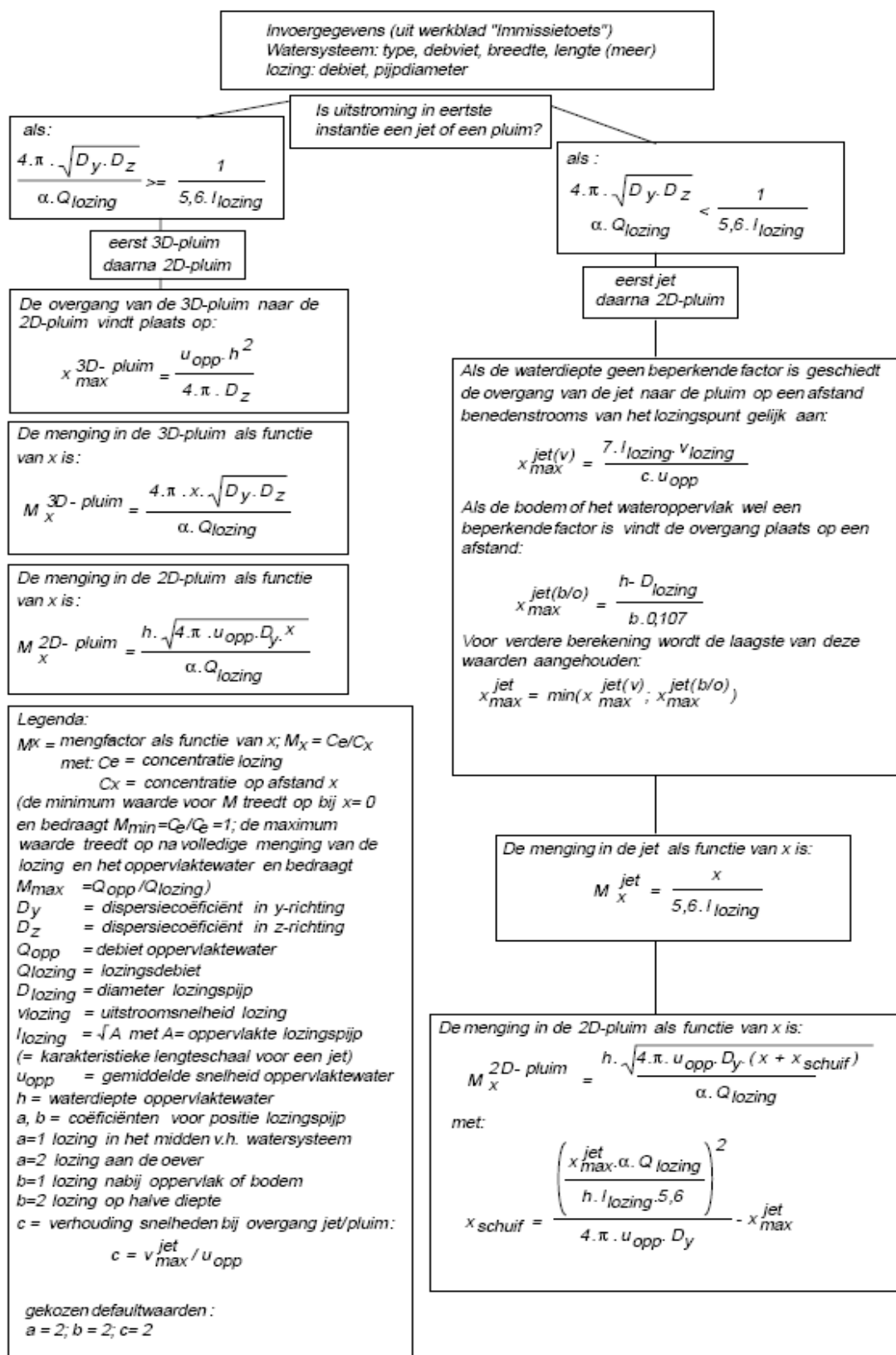
$k$ -waarde sloot of vaart = 0.1 m

$k$ -waarde meer = 0.1 m

Ook ten aanzien van de lozing is een standaardsituatie ingevoerd, te weten een lozing via een ronde uitstroomopening, met de stroom mee, op halve diepte, aan de oever van het watersysteem.

Vervolgens wordt voor de berekende afstand  $L$  benedenstrooms van het lozingspunt de mengfactor  $M$  vastgesteld. Tevens wordt dit gedaan voor een vaste afstand van 25 m benedenstrooms van het lozingspunt. Met de mengfactoren wordt de concentratie op bepaalde afstand van het lozingspunt berekend.

Figuur 4.11 toont een blokschema van de berekeningsprocedure van de menging. De toegepaste formuleringen zijn afgeleid uit 'Mixing in inland and coastal waters' (Fischer et al., 1979)



Figuur 4.11 Blokschema berekeningswijze werkblad 'Mengberekening'

## 4.6.2 Gebruik van de immissietoets voor bouwstoffen

### 4.6.2.1 Andere lozingsituatie

De lozing vanuit een toepassing van bouwstoffen is anders dan een lozing vanuit een lozingspijp. Er is immers geen echt tastbare afvalwaterstroom waar wat (emissiereductie) mee gedaan kan worden, de verontreinigingen komen immers over het gehele werk vrij. De risicoreductie, dat wil zeggen de uitvoering van BBT, vindt voor bouwstoffen daarom enkel plaats in de vorm van na te streven voortdurende productverbeteringen. Overschrijding van het aanvaardbaar te achten risiconiveau betekent dat toepassing van de betreffende bouwstof in principe onaanvaardbaar is en voor een andere bouwstof moet worden gekozen.

### 4.6.2.2 Maatgevende watersystemen

In de immissietoets is de aard en omvang van het watersysteem bepalend voor de toelaatbare immissies. Omdat een generieke toetsing moet worden uitgevoerd, zijn een aantal watersystemen uit de CIW-rapportage gekozen als maatgevend voor de meeste situaties in Nederland. Met deze maatgevende situaties wordt voor ruimere oppervlaktewateren met grotere debieten daarmee ook afdoende bescherming geboden. Het betreft systemen met de volgende kenmerken (zie Tabel 4.4):

Tabel 4.4 Dimensies van maatgevende watersystemen

Watersysteem	Breedte	Diepte	Debiet
	[m]	[m]	[m <sup>3</sup> /s]
Middelgrote rivier	50	2,6	25
Klein kanaal	25	2	2
Polderwater	5	1	0.15

### 4.6.2.3 Grootte en aanlegtempo waterbouwwerken

Voor de omvang van de emissies zijn de aard en omvang van het bouwwerk en het aanlegtempo van belang. Daarvoor is gekeken naar de omvang van gangbare toepassingen. Er is daarbij onderscheid gemaakt tussen poldersloten en grotere wateren. De toepassingen voor een middelgrote rivier en een klein kanaal zijn exorbitant groot voor een poldersloot. Omdat de toetsing van emissies richting oppervlaktewater direct afhankelijk is van het langsstromende debiet moet tevens rekening gehouden worden met de hoeveelheden bouw materiaal die in een bepaalde tijdstermijn kan worden aangebracht, het aanlegtempo. Voor het oppervlak van het werk wordt 5000 m<sup>2</sup>/4 dagen gehanteerd en bepaalt de laagdikte de toegepaste hoeveelheden. Bij grotere laagdiktes, van 0.7 meter en hoger, wordt de aan te voeren hoeveelheid bouw materiaal per dag dermate groot dat het noodzakelijk is dat op deze hoeveelheid wordt gemaximeerd, met als gevolg dat een kleiner oppervlak van het werk wordt aangelegd. De hoeveelheid van 1000 ton/dag is een hoeveelheid die gebruikt wordt als grens voor de aanvoercapaciteit. Bij een dichtheid van 1550 kg/m<sup>3</sup> resulteert dit in 645 m<sup>3</sup>/dag (2580 m<sup>3</sup>/4 dagen). De laagdikte bepaalt dan over welk oppervlak het materiaal is aangebracht. Een en ander is uitgewerkt in Tabel 4.5 en Tabel 4.6.

Tabel 4.5 Relatie tussen aanlegssnelheid, oppervlak (per 4 dagen) en laagdikte, bij toepassingen in 'middelgrote rivier' en 'klein kanaal'

Laagdikte toepassing [h]	Oppervlak toepassing [m <sup>2</sup> /4 dagen]	Hoeveelheid materiaal per dag [ton/dag]	Aanlegssnelheid (s) [m <sup>3</sup> /4 dagen]
0.2	5000	387.5	1550
0.5	5000	969	2456
0.7	3687	1000	2580
10	258	1000	2580

Tabel 4.6 Relatie tussen aanlegssnelheid, oppervlak (per 4 dagen) en laagdikte, bij toepassingen in 'polderwater'

Laagdikte toepassing [h]	Oppervlak toepassing [m <sup>2</sup> /4 dagen] (tbv vormgegeven bouwstoffen)	Hoeveelheid materiaal per dag [ton/dag]	Aanlegssnelheid (s) [m <sup>3</sup> / 4 dagen] (tbv niet vormgegeven bouwstoffen)
0.2	800	62	160
0.5	800	155	400

Op basis van deze toepassingshoeveelheden en aanlegssnelheden worden met de berekeningsmethodieken uit hoofdstuk 3 de te lozen vrachten bepaald. Deze vrachten worden vervolgens omgezet in een concentratie en een debiet, zodat ze in het model kunnen worden ingevoerd.

#### 4.6.2.4 Toegevoegd-*risicobenadering*

Voor alle compartimenten is ervoor gekozen de 'toegevoegd risico benadering' te gebruiken om de risicogrenzen voor de verschillende compartimenten te berekenen. Dit betekent dat alleen het toegevoegd risico als gevolg van de emissies door bouwstoffen wordt beoordeeld. De 'natuurlijke' achtergrondgehalten worden niet meegenomen, hierdoor is de toegevoegd-*risicobenadering* geschikt om te gebruiken voor generieke normstelling. Voor de immissietoets in oppervlaktewater betekent dit dat voor de concentratieverhogingen in oppervlaktewater in plaats van het MTR het MTT wordt gebruikt voor de toetsing. Overigens is het verschil tussen het MTT en de MTR klein door relatief lage achtergrondconcentraties, zodat geen sprake is van grote verschillen tussen de benadering volgens CIW en de benadering voor toepassingen van bouwstoffen.

#### 4.6.2.5 Toepassing en uitwerking van de verschillende stappen

##### Stap 1: Toets of de effluentconcentratie reeds voldoet aan de VR.

Voor de toetsing van bouwstoffen zou dit bijvoorbeeld de concentratie in het percolatiewater kunnen zijn. Er is echter voor gekozen deze toets niet uit te voeren en toepassingsmogelijkheden van bouwstoffen te toetsen overeenkomstig de volgende stappen.

##### Stap 2: Toets of de concentratieverhoging na menging over een bepaalde afstand gelijk of meer is dan 10% van het MTT.

Voor de toepassing van bouwstoffen is geen sprake van een uitstroming met een dusdanige snelheid dat sprake is van een jetstroming. Door bij de toepassing van het model te kiezen voor de lengte van het (oever)werk als diameter voor de fictieve lozingspijp wordt de jetwerking bij de initiële menging voorkomen. Voor het overige wordt het CIW-rekenmodel volledig gevolgd.

**Stap 3: Toets of de relatieve bijdrage van de lozing ten opzichte van de concentratie vóór het lozingspunt gelijk of meer dan 10 % is.**

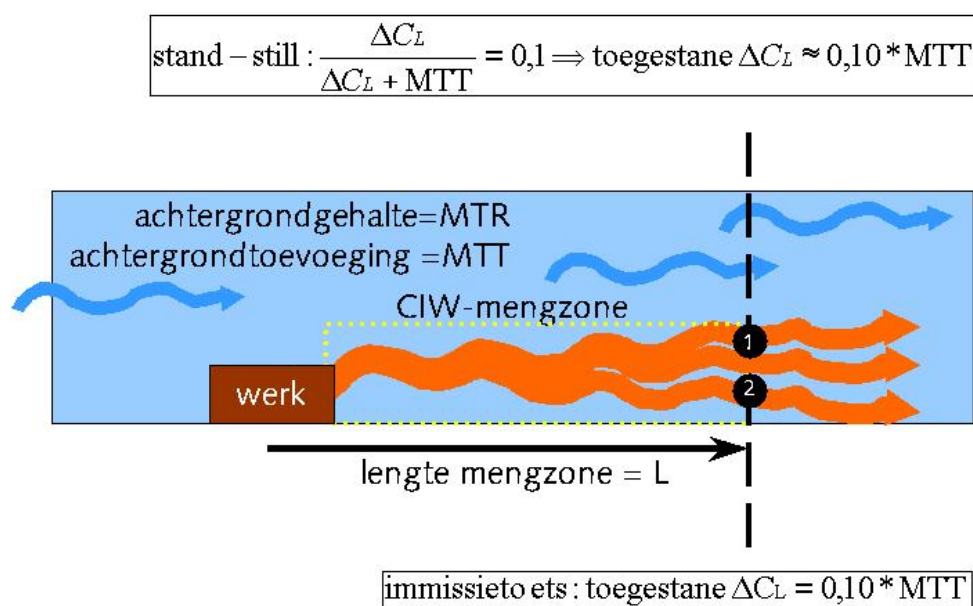
Voor de generieke toetsing van bouwstoffen is de concentratie in het oppervlaktewater gelijk gesteld aan de MTR. Daarmee is stap 3 vrijwel identiek aan stap 2 geworden.

**Stap 4: Eventueel gedetailleerdere berekeningen.**

Voor een generieke toetsing is deze stap niet aan de orde.

Resumerend betekent dit dat feitelijk enkel getoetst hoeft te worden volgens stap 2 met in plaats van gebruik van het MTR de MTT:  $\Delta C_L \geq 10 \% MTT$ ?

Schematisch ziet de toetsing er als volgt uit (Figuur 4.12):



*Figuur 4.12 Schematisch overzicht immissietoets voor bouwstoffen*



## 4.7 Overzicht doorgerekende varianten

Tabel 4.7 Overzichtstabel berekende varianten

Systeem	Toepassing	Stand still	Risico	DW/IW	ER	
<b>Bodem en grondwater</b>						
1 Methodiek Bouwstoffenbesluit met nieuwe milieucriteria	NV-open	0.2 m				
		0.5 m	X	X		
		0.7 m				
		2 m	X	X		
	NV geïsoleerd	0.2 m				
		0.5 m				
0.7 m						
2 m						
V	10%nat					
	100%nat					
4A adsorptie	NV-open	0.2 m	X	X	X	X
		0.5 m	X	X	X	X
		0.7 m	X	X	X	X
		2 m	X	X	X	X
	NV geïsoleerd	0.2 m	X	X	X	X
		0.5 m	X	X	X	X
		0.7 m	X	X	X	X
		2 m	X	X	X	X
	V	10%nat	X	X	X	X
		100%nat	X	X	X	X
	4B speciatie	NV-open	0.2 m			
			0.5 m		X	
			0.7 m			
			2 m			
NV geïsoleerd		0.2 m				
		0.5 m				
		0.7 m				
		2 m				
V		10%nat				
	100%nat					
<b>Oppervlaktewater</b>						
2 Aangepaste methodiek Bouwstoffenbesluit	V,nat	middelgrote rivier klein kanaal polderwater	X	X		
	NV-open	middelgrote rivier klein kanaal polderwater	X	X		
5 CIW-immissietoets	V,nat	middelgrote rivier		X		
		klein kanaal		X		
	NV-open	polderwater		X		
		middelgrote rivier		X		
		klein kanaal		X		
		polderwater		X		
<b>Waterbodem/grondwater</b>						
3 Aangepaste methodiek Bouwstoffenbesluit	V ,nat		X	X		
	NV-open			X		

NV = niet-vormgegeven bouwstof, V = vormgegeven bouwstof, X = variant is berekend. DW/IW – drinkwaternorm afgetoet op interventiewaarde en ernstig risiconiveau.



## 5 Resultaten

### 5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de verschillende systeembenaderingen gepresenteerd en met elkaar vergeleken. Bovendien zal worden getoond wat het effect is van:

- het introduceren van een risicobenadering in plaats van een *stand stil*-benadering;
- het introduceren van een nieuwe modellering:
  - het introduceren van een variabele bronterm;
  - het introduceren van neerwaarts transport;
  - rekening houden met een verdeling over bodem én grondwater;
  - verschillende modellen voor de binding van componenten aan de bodem.
- de verschillende toepassingsscenario's:
  - de aanwezigheid van een isolerende voorziening;
  - de hoogte van het werk;
  - het milieucompartiment.

Allereerst zullen in paragraaf 5.2 de afgeleide immissiewaarden met elkaar worden vergeleken. Dit is gedaan omdat daarmee beter kan worden aangegeven of de modellering gevoelig is voor aannames omtrent de bronterm zoals toepassingshoogte en effectieve infiltratie.

Door de grote hoeveelheid aan varianten is het aantal vergelijkingsmogelijkheden enorm groot. Hierbij loopt één variant als rode draad door het rapport en dat zijn de resultaten berekend voor bouwstoffen met een open toepassing bij een hoogte van 0.5 m, afgeleid volgens een risicobenadering op basis van maximum jaargemiddelde concentraties in de bovenste meter van het grondwater (GW1) en gemiddelde concentraties in de bovenste meter van de bodem ná 100 jaar. Deze variant is in de loop van het project beleidsmatig als voorkeursvariant aangewezen.

In paragraaf 5.3 worden emissiewaarden besproken. De emissiewaarden worden met een vaste formule uit de immissiewaarden berekend (zie hoofdstuk 4). Belangrijk in deze omrekening is het al dan niet meenemen van term a bij de uitloging van bouwmaterialen. Deze term is van grote invloed op de emissiewaarden, maar staat verder volledig los van de transportberekeningen in bodem en grondwater.

Daarnaast zal de gevoeligheid van de modeluitkomsten van systeem 4A en 4B verder toegelicht worden. Daarbij wordt ingegaan op de gevoeligheid van de uitkomsten voor keuzes, randvoorwaarden en onzekerheden bij de modellering, zoals toetsdiepte, toetstijdstip, binding aan de bodem en de bronterm voor uitloging uit het bouw materiaal (gekaracteriseerd door  $\kappa$  en de toepassingshoogte).

Alle immissiewaarden en emissiewaarden groter dan 1 zijn in deze rapportage afgerond op 2 significante cijfers. Kleinere getallen zijn afgerond op 1 significant getal. Voor een beleidsmatige implementatie kan het wenselijk zijn tot een verdere afronding over te gaan. In deze rapportage heeft echter meegespeeld dat effecten van verschillende scenario's zichtbaar moeten blijven. Te veel afronden leidt tot verlies aan informatie.

Met name voor niet-vormgegeven bouwstoffen variëren de immissie- en emissiewaarden van zeer klein tot zeer groot. In verband met de leesbaarheid en vergelijkingmogelijkheden is ervoor gekozen deze getallen als integer op te schrijven. Dit heeft, in combinatie met de 2 significante getallen, tot gevolg dat er soms veel nullen voorkomen. De nullen moeten hier niet als significante cijfers worden beschouwd. In onderstaande voorbeelden is aangegeven hoe de getallen moeten worden geïnterpreteerd:

Voorbeeld 1. Waarde 63 geeft aan dat de berekende waarde ligt tussen 62.5 en 63.5

Voorbeeld 2. Waarde 3300 (eigenlijk  $3.3 \cdot 10^3$ ) geeft aan dat de berekende waarde ligt tussen 3250 en 3350.

Voor oppervlaktewater is wel gekozen om de getallen als exponenten weer te geven, omdat alle waarden erg hoog zijn.

## 5.2 Immissiewaarden

Immissiewaarden geven een directe indruk van de toegestane belasting van de bodem of het oppervlaktewater. In Tabel 5.1 wordt een overzicht gegeven van de immissiewaarden voor de verschillende varianten.

*Tabel 5.1 Overzicht van berekende kritische immissiewaarden bouwstoffen in bodem en oppervlaktewaterscenario's.  $J = 1$  jaar voor  $Cl^-$ ,  $Br^-$  en  $SO_4^{2-}$  in de nulvariant en systeem 1. In de overige gevallen is  $J = 100$  jaar. Grijs gearceerd zijn scenario's waarin het grondwater bepalend is geweest voor de immissiewaarde. Schuingedrukt betreft immissiewaarden afgeleid voor het oppervlaktewater. Overige getallen zijn afgeleid voor de bodem.*

## A. Immissiewaarden (mg/m<sup>2</sup>/J jaar) niet-vormgegeven bouwstoffen met open toepassingen op bodem

Variant	scenario	Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	CN-vrij	CN-complex
---------	----------	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	---	----	-----------------	-----------------	----------------	-------------------------------	---------	------------

### Nulvariant

bodem		39	435	6300	12	1500	300	540	4.5	1275	150	525	15	285	2400	2100	90	87000	14000	45000	15	75
-------	--	----	-----	------	----	------	-----	-----	-----	------	-----	-----	----	-----	------	------	----	-------	-------	-------	----	----

### Stand-still

Systeem 1	bodem	45	440	2400	12	1500	140	540	4.5	1300	45	530	11	290	630	2100	90	30000	7500	45000	15	75
Systeem 3	waterbodem	45	440	2400	12	1500	140	540	4.5	1300	45	530	11	290	630	2100	180	60000	7500	90000	15	75
Systeem 4a	bodem																					
	0.2 m	2.2	450	2500	3.7	1500	140	270	4.6	1300	46	410	11	290	280	480	370	100000	7700	500000	16	34
	0.5 m	3.2	450	2500	4.4	1500	140	290	4.6	1300	46	450	11	290	430	610	700	190000	7700	770000	29	61
	0.7 m	3.5	450	2500	4.9	1500	140	310	4.6	1300	46	490	11	290	480	700	920	240000	7700	940000	37	78
	2 m	4.1	450	2500	7.5	1500	140	400	4.6	1300	46	540	11	290	580	1200	2200	590000	7700	1900000	75	160

### Risico

Systeem 1	bodem	800	1400	270000	1200	570	3600	5100	2900	83000	59000	390	170	51000	1700	24000	2400	60000	45000	30000	-	-
Systeem 3	waterbodem	24000	240000	230000	44000	2400000	15000	56000	39000	7100000	380000	14000	3300	33000000	21000	720000	4800	120000	90000	60000	-	-
Systeem 4a	bodem																					
	0.2 m	90	1400	280000	3.2	580	56	20	2900	84000	60000	52	170	52000	800	53	9900	200000	240000	340000	0.8	0.4
	0.5 m	130	1400	280000	3.7	580	68	21	2900	84000	60000	57	170	52000	1200	68	19000	380000	310000	510000	1.3	0.8
	0.7 m	150	1400	280000	4.1	580	75	23	2900	84000	60000	63	170	52000	1400	78	25000	480000	370000	630000	1.7	1.0
	2 m	170	1400	280000	4.1	580	75	23	2900	85000	60000	63	170	52000	1700	78	59000	1200000	650000	1300000	1.7	1.0

## B. Immissiewaarden (mg/4 dagen) niet-vormgegeven bouwstoffen in oppervlaktewater

Variant	scenario	Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	CN-vrij	CN-complex
---------	----------	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	---	----	-----------------	-----------------	----------------	-------------------------------	---------	------------

### Nulvariant

oppervlaktewater		1.7E+06	8.6E+06	1.3E+08	1.7E+05	1.7E+07	1.7E+06	2.6E+06	2.6E+04	2.2E+07	8.6E+06	8.6E+06	4.3E+05	2.2E+05	4.3E+06	1.7E+07	6.9E+09	1.7E+11	1.3E+09	8.6E+10	-	4.3E+06
------------------	--	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	---	---------

### Stand-still

Systeem 2	rivier	6.2E+06	2.8E+07	2.0E+08	1.7E+06	7.3E+07	2.7E+06	3.3E+06	1.0E+06	1.9E+08	2.6E+08	5.4E+06	4.7E+06	1.9E+08	4.4E+06	3.5E+07	6.9E+09	1.7E+11	1.3E+09	8.6E+10	-	1.1E+05
Systeem 5	rivier	1.6E+06	6.9E+06	5.0E+07	4.3E+05	1.8E+07	6.7E+05	8.2E+05	2.6E+05	4.8E+07	6.5E+07	1.4E+06	1.2E+06	4.8E+07	1.1E+06	8.6E+06	1.7E+09	4.3E+10	3.2E+08	2.2E+10	5.0E+04	2.8E+04
	kanaal	1.7E+05	7.5E+05	5.4E+06	4.7E+04	2.0E+06	7.2E+04	8.9E+04	2.8E+04	5.1E+06	7.0E+06	1.5E+05	1.3E+05	5.1E+06	1.2E+05	9.4E+05	1.9E+08	4.7E+09	3.5E+07	2.3E+09	5.4E+03	3.0E+03
	sloot	2.2E+04	9.7E+04	7.0E+05	6.1E+03	2.5E+05	9.4E+03	1.2E+04	3.6E+03	6.7E+05	9.1E+05	1.9E+04	1.6E+04	6.7E+05	1.5E+04	1.2E+05	2.4E+07	6.1E+08	4.6E+06	3.0E+08	7.0E+02	3.9E+02

### Risico

Systeem 2	rivier																					
Systeem 5	rivier	1.5E+06	6.7E+06	3.3E+07	3.5E+05	1.8E+07	6.3E+05	5.8E+05	2.4E+05	4.7E+07	6.5E+07	4.8E+05	1.2E+06	4.8E+07	8.9E+05	6.1E+06	1.7E+09	4.3E+10	3.2E+08	2.2E+10	5.0E+04	2.8E+04
	kanaal	1.6E+05	7.2E+05	3.6E+06	3.7E+04	1.9E+06	6.8E+04	6.3E+04	2.6E+04	5.1E+06	7.0E+06	5.1E+04	1.3E+05	5.1E+06	9.6E+04	6.5E+05	1.9E+08	4.7E+09	3.5E+07	2.3E+09	5.4E+03	3.0E+03
	sloot	2.1E+04	9.4E+04	4.7E+05	4.9E+03	2.5E+05	8.8E+03	8.2E+03	3.3E+03	6.6E+05	9.1E+05	6.7E+03	1.6E+04	6.7E+05	1.2E+04	8.5E+04	2.4E+07	6.1E+08	4.6E+06	3.0E+08	7.0E+02	3.9E+02

## C. Immissiewaarden (mg/m<sup>2</sup>/J jaar) niet-vormgegeven bouwstoffen met geïsoleerde toepassing

Variant	scenario	Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	CN-vrij	CN-complex
<b>Nul-variant</b>																						
bodem		39	435	6300	12	1500	300	540	4.5	1275	150	525	15	300	2400	2100	90	87000	7500	45000	15	75
<b>Stand-still</b>																						
Systeem 1	bodem	45	440	2400	12	1500	140	540	4.5	1300	45	530	11	290	630	2100	90	8.7E+04	7500	4.50E+04	15	75
Systeem 4a	bodem																					
	0.2 m	46	450	2500	12	1500	140	550	4.6	1300	46	540	11	290	650	2200	310	1.1E+06	7700	6.5E+06	15	77
	0.5 m	46	450	2500	12	1500	140	560	4.6	1300	46	540	11	290	650	2200	310	1.3E+06	7700	7.1E+06	15	77
	0.7 m	46	450	2500	12	1500	140	550	4.6	1300	46	540	11	290	650	2200	310	1.3E+06	7700	7.2E+06	15	77
	2 m	46	450	2500	12	1500	140	560	4.6	1300	46	540	11	290	650	2200	310	1.4E+06	7700	7.4E+06	15	77
<b>Risico</b>																						
Systeem 1	bodem	800	1400	270000	1200	570	3600	5100	2900	83000	59000	390	170	51000	1700	24000	2400	60000	45000	30000	-	-
Systeem 4a	bodem																					
	0.2 m	820	1400	280000	1200	590	3700	5200	2900	85000	60000	400	170	52000	1700	25000	9.6E+04	2.1E+06	6.47E+21	4.3E+06	5.2	3.0
	0.5 m	820	1400	280000	1200	590	3700	5200	2900	85000	60000	400	170	52000	1700	25000	1.1E+05	2.5E+06	7.20E+21	4.7E+06	5.4	3.1
	0.7 m	820	1400	280000	1200	590	3700	5200	2900	85000	60000	400	170	52000	1700	25000	1.1E+05	2.6E+06	7.35E+21	4.8E+06	5.5	3.1
	2 m	820	1400	280000	1200	590	3700	5200	2900	85000	60000	400	170	52000	1700	25000	1.1E+05	2.8E+06	7.61E+21	4.9E+06	5.5	3.1

Variant	Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	CN-vrij	CN-complex
---------	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	---	----	-----------------	-----------------	----------------	-------------------------------	---------	------------

### D. Immissiewaarden vormgegeven bouwstoffen op de bodem ( mg/m<sup>2</sup>/100 jaar)

<b>Nul-variant</b>	39	435	6300	12	1500	300	540	4.5	1275	150	525	15	300	2400	2100	90	87000	14000	100000	49	99
--------------------	----	-----	------	----	------	-----	-----	-----	------	-----	-----	----	-----	------	------	----	-------	-------	--------	----	----

#### Systeem 4A

<b>Stand-still</b>	2.7	450	2500	8.7	1500	140	450	4.6	1300	46	540	11	290	300	1200	1500	5.E+05	7700	2.E+06	49	99
--------------------	-----	-----	------	-----	------	-----	-----	-----	------	----	-----	----	-----	-----	------	------	--------	------	--------	----	----

#### Systeem 4A

<b>Risico</b>	110	1400	280000	7.4	580	91	33	2900	85000	60000	93	170	52000	870	140	48000	1.E+06	6.E+05	1.E+06	2.3	1.3
---------------	-----	------	--------	-----	-----	----	----	------	-------	-------	----	-----	-------	-----	-----	-------	--------	--------	--------	-----	-----

### E. Immissiewaarden vormgegeven bouwstoffen in oppervlaktewater (mg/4 dagen)

#### Nul-variant

middelgrote rivier	350	1700	26000	35	3500	350	520	5.2	4300	1700	1700	86	43	860	3500	1.4E+06	3.5E+07	2.6E+05	1.7E+07	-	860
--------------------	-----	------	-------	----	------	-----	-----	-----	------	------	------	----	----	-----	------	---------	---------	---------	---------	---	-----

#### Stand-still 0.1\*MTR systeem 5

middelgrote rivier	310	1400	9900	86	3600	130	160	52	9500	13000	270	230	9500	220	1700	3.5E+05	8.6E+06	6.5E+04	4.3E+06	10	5.6
klein kanaal	34	150	1100	9.4	390	14	18	5.6	1000	1400	29	25	1000	24	190	3.7E+04	9.4E+05	7.0E+03	4.7E+05	1.1	0.6
poldersloot	27	120	870	7.6	320	12	14	4.6	830	1100	24	20	830	19	150	3.0E+04	7.6E+05	5.7E+03	3.8E+05	0.9	0.5

#### Risico 0.1\*MTT systeem 5

middelgrote rivier	300	1300	6700	69	3500	130	120	48	9400	13000	95	230	9500	180	1200	3.5E+05	8.6E+06	6.5E+04	4.3E+06	10	5.6
klein kanaal	32	140	720	7.5	380	14	13	5.1	1000	1400	10	25	1000	19	130	3.7E+04	9.4E+05	7.0E+03	4.7E+05	1.1	0.6
poldersloot	26	120	580	6.1	310	11	10	4.2	820	1100	8.3	20	830	16	110	3.0E+04	7.6E+05	5.7E+03	3.8E+05	0.9	0.5

### **Niet-vormgegeven versus vormgegeven bouwstoffen**

Het transport van uitgeloopte componenten uit vormgegeven bouwstoffen verloopt onder eenzelfde neerslagpatroon als voor de niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing. Het enige verschil is de bronterm en de omrekening van immissiewaarde naar emissiewaarde.

De immissiewaarden zijn zeer vergelijkbaar met de immissiewaarden berekend voor niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing

### **Systeem 1**

Systeem 1 volgt de berekeningswijze die ten grondslag ligt aan de immissiewaarden uit het Bouwstoffenbesluit. Toch zijn er verschillen waarneembaar met de immissiewaarden uit het Bouwstoffenbesluit. Die zijn enkel en alleen een gevolg van veranderde milieucriteria. Zo is in de afgelopen jaren voor een aantal componenten de streefwaarde die doorwerkt in de *stand still*-benadering aangepast. Dat geldt voor antimoon, molybdeen, tin, vanadium en fluoride. Bij de risicobenadering is voor de meeste componenten een verhoging van de kritische immissiewaarde zichtbaar. Alleen chroom en nikkel zijn in de risicobenadering strenger dan in de *stand still*-benadering.

### **Systeem 3**

Voor de belasting van de waterbodem zijn alleen de kritische immissiewaarden voor de benadering uit het Bouwstoffenbesluit afgeleid (systeembenadering 3). Uitgaande van het *stand still*-beginsel zijn de kritische immissiewaarden voor een groot deel identiek aan de immissiewaarden voor bodem en grondwater in het Bouwstoffenbesluit. Deze overeenkomst is te verklaren doordat de streefwaarden gelden voor zowel bodem als waterbodem. De voor het grondwater onder waterbodems afgeleide immissiewaarden zijn anders dan het grondwater onder de onverzadigde landbodem doordat de effectieve infiltratie van water hoger is.

Binnen de risicobenadering zijn er verschillende risicogrenzen (MTT) voor waterbodem en landbodem. Voor metalen zijn de risicogrenzen voor waterbodem aanzienlijk hoger dan de waarden voor landbodem. Gevolg hiervan is dat het hanteren van de kritische immissiewaarden voor landbodem beschermend is voor de waterbodem.

### **Systeem 4A**

Voor de componenten die in het Bouwstoffenbesluit verondersteld werden volledig in het grondwater terecht te komen ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$  en  $\text{SO}_4^{2-}$ ) is de kritische immissiewaarde berekend met systeem 4A hoger dan de waarden afgeleid met de methodiek uit het Bouwstoffenbesluit (systeem 1). Dit wordt verklaard doordat door adsorptie de belasting van het grondwater minder groot is, waardoor de kritische immissiewaarde omhoog gaat. Bovendien is de immissiewaarde in systeem 4A uitgedrukt voor een periode van 100 jaar, terwijl dat in het Bouwstoffenbesluit uitgedrukt was voor een periode van 1 jaar.

Voor de overige componenten, die in het Bouwstoffenbesluit verondersteld werden volledig in de bodem te blijven, is de immissiewaarde berekend met systeem 4A ook in alle gevallen hoger dan de waarden afgeleid met de methodiek uit het Bouwstoffenbesluit (systeem 1). Dat is het gevolg van het feit dat een deel van de componenten in systeem 4A afgevoerd wordt naar het grondwater.

In systeem 4A wordt het bodem/grondwater systeem als één geheel beschouwd.

In systeem 4A (waarin de effecten van neerwaarts transport en adsorptie worden beschouwd) wordt voor alle componenten berekend welke concentraties bereikt kunnen worden in bodem



én grondwater. Elke component heeft in eerste instantie twee immissiewaarden, namelijk één afgeleid van bodemconcentraties en één afgeleid van grondwaterconcentraties.

In paragraaf 4.4.3 is aangegeven dat er een kritische immissiewaarde zal worden gekozen die beschermend is voor het systeem bodem én grondwater. Dat wil zeggen dat de laagste van de twee immissiewaarden per toepassingshoogte geldt als kritische immissiewaarde voor het systeem. In Tabel 5.1 is te zien dat enkele componenten waarvan in het Bouwstoffenbesluit werd verondersteld dat ze volledig zouden ophopen in de bodem, toch kritisch zijn voor het grondwater. Het gaat om de elementen antimoon, cadmium, koper, nikkel, vanadium en zink. Van cadmium, koper en zink is bekend dat ze in het grondwater kunnen voorkomen. Van antimoon en vanadium is minder bekend, ze zijn minder onderzocht. Afhankelijk van de toepassingshoogte kan het meest kritische compartiment veranderen. Voor nikkel geldt bijvoorbeeld dat het grondwater het meest kritische compartiment is voor toepassingshoogtes van 0,2, 0,5 en 0,7 m. Bij een toepassingshoogte van 2 m (en hoger) wordt bodem het kritische compartiment. Dit wordt veroorzaakt door de bronterm die afhankelijk is van de toepassingshoogte. Bij grotere toepassingshoogtes vindt uitloging gelijkmatiger over 100 jaar plaats en heeft een groter deel van de uitgeloopte stof het grondwater nog niet kunnen bereiken. Dit leidt dan tot hogere immissiewaarden voor het grondwater en lagere immissiewaarden voor de bodem.

Deze *switch* in het meest kritische compartiment hangt ook af van de gekozen milieukwaliteits-criteria. Indien de risicobenadering wordt gekozen zien we deze *switch* optreden bij vanadium (bij 2 m) en niet bij nikkel.

Wat verder opvalt is de aanwezigheid van verschillende toepassingshoogtes. Dit heeft te maken met de bronterm. De bronterm is een tijdsafhankelijke belasting van de bodem. De belasting van de bodem hangt af van *kappa* uit de uitloogtest, de toepassingshoogte van het bouw materiaal in een werk en de infiltratie van water. De belasting van de bodem, en diens gevolg concentraties in bodem en grondwater binnen het beschouwde tijdraam hangen direct samen met de toepassingshoogte van het bouw materiaal. Voor gemaakte keuzes betreffende de toepassingsscenario's wordt verwezen naar hoofdstuk 2.

In het algemeen kan gesteld worden dat de uitloging uit een dunne laag bouw materiaal sneller uitgeput is dan uit een dikkere laag. Met name voor stoffen die mobiel zijn in de bodem heeft dit effect op de berekende immissiewaarden. Een voorbeeld daarvan zijn de cyaniden, waarbij de kritische immissiewaarde toeneemt met de toepassingshoogte. Aangezien de bronterm aangeeft dat in dunne lagen de belasting van de bodem vooral in de eerste jaren zal plaatsvinden, heeft een groter deel van de cyaniden zich al naar het grondwater kunnen verplaatsen. Voor het uitrekenen van de immissiewaarde voor de bodem hebben we dan te maken met een grote afvoerterm, wat leidt tot hoge immissiewaarden voor de bodem. De cyaniden echter zijn een goed voorbeeld van een component waar de afvoerterm in het grondwater tot kritische immissiewaarden leidt die de waarden afgeleid voor bodem zal *overrulen*. In de volgende paragraaf wordt getoond wat het effect is van het beschouwen van beide compartimenten op de uiteindelijke kritische immissiewaarde. Voor de mobiele componenten  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$  en  $\text{SO}_4^{2-}$  zien we de immissiewaarde toenemen met de toepassingshoogte. Dit is een gevolg van het feit dat de uitloging gelijkmatiger is verdeeld over 100 jaar. Hierdoor is de piekconcentratie in het grondwater lager. Bovendien heeft de uitloging van de laatste jaren het grondwater nog niet kunnen bereiken.

## Oppervlaktewater

Als gevolg van de actualisatie van de normstelling voor water (van Grenswaarde naar Maximaal Toelaatbaar Risico) treedt er een verandering van de kritische immissiewaarde op. Voor alle stoffen (behalve cyaniden) leidt dit tot een verruiming.

Het hanteren van het immissietoets van de CIW (systeembenadering 5) leidt tot lagere immissiewaarden dan volgens de geactualiseerde methodiek uit het Bouwstoffenbesluit (systeem 2) aangezien er geen volledige menging optreedt bij middelgrote rivieren (verschil tussen kolom 2 en 3 en 2 en 6). Voor kleinere wateren (klein kanaal en polderwater) zijn de kritische immissiewaarden ook lager. Hier treedt binnen de mengzone een betere menging op over de breedte van het water, maar het debiet zorgt voor minder verdunning. Voor polderwater is de kritische immissiewaarde weliswaar lager, maar er zullen ook kleinere hoeveelheden bouwmaterialen worden toegepast. Bij de omrekening naar kritische emissiewaarden worden deze verschillen zichtbaar (zie paragraaf 5.3).

Verder wordt duidelijk dat de hier gevolgde invulling van de *stand still*-benadering ( $0.1 * MTR_{\text{totaal}}$ ) en de risicobenadering (berekend op het niveau van  $0.1 * MTT_{\text{totaal}}$ ) tot weinig verschillen leidt. Het gebruik van het MTT leidt tot structureel iets lagere immissiewaarden, omdat het 'natuurlijke' achtergrondgehalte niet wordt meegenomen.

*Verschillen tussen watersystemen.* Er is een groot verschil (bijna een factor 10) in de kritische immissiewaarden tussen de 'middelgrote rivier' en de andere twee wateren. Oorzaken zijn de grotere omvang en het grotere debiet van de middelgrote rivier. Het verschil tussen de geschatte concentraties in het water van een 'klein kanaal' en een 'poldersloot' is heel klein. Blijkbaar wegen de grotere dimensies van het systeem klein kanaal op tegen de lagere hoeveelheden van bouwmaterialen die in een polderwater toegepast worden. Dit geeft echter wel aan dat wanneer grotere hoeveelheden toegepast zouden worden dan hier aangegeven, de effecten groter kunnen zijn.

## Geïsoleerde toepassingen

Onder geïsoleerde omstandigheden is het grondwater alleen bepalend voor de meest mobiele componenten:  $Cl^-$ , en  $SO_4^{2-}$  bij de *stand still*-benadering en daarnaast ook  $Br^-$ , CN-vrij en CN-complex. Dit komt door de geringe infiltratie van water (6 mm/jaar), waardoor de componenten het grondwater niet of nauwelijks bereiken binnen een periode van 100 jaar. Bij fluoride wordt voor de risicobenadering aangegeven dat de waarde door het grondwater wordt bepaald. Dit is niet het gevolg van de hoge mobiliteit ( $F^-$  is niet zeer mobiel), maar een gevolg van het feit dat er voor fluoride geen MTT-bodem beschikbaar is, waardoor er geen emissiewaarde voor de bodem kan worden berekend.

Ook de bronterm is anders: door de geringere infiltratie bij geïsoleerde toepassingen vindt uitloging zeer geleidelijk plaats en uitputting treedt minder snel op dan bij open toepassingen. Voor de open toepassing is voor de meeste componenten de invloed van de bronterm (gerelateerd aan toepassingshoogte) zichtbaar. Bij geïsoleerde toepassingen is het effect van de bronterm er vrijwel niet.

Voorts valt op dat immissiewaarden die voor componenten in zowel open als geïsoleerde toepassingen bepaald werden door het bodemcompartiment de immissiewaarden vrijwel gelijk of iets hoger zijn. Voor gevallen waarin bij open toepassingen grondwater het meest kritische compartiment was en nu voor de geïsoleerde toepassingen bodem het meest kritische compartiment is geworden, kan de immissiewaarde zowel omhoog (Sb, Cd, Cu, Ni, V, Zn) als omlaag gaan (cyanide, Br).

### 5.3 Emissiewaarden

Immissiewaarden geven een directe indruk van de toegestane belasting van de bodem. Bij emissiewaarden is dat directe verband niet aanwezig. Als criterium voor het toetsen van bouwmaterialen is de emissiewaarde echter een handiger maat, omdat hij direct af te leiden is uit een uitlogingstoets zonder dat uitvoeringsaspecten als toepassingshoogte in een werk een rol spelen. Bepaalde trends die immissiewaarden laten zien met de vorm van de bronterm en de toepassingshoogte worden door de omrekening naar emissiewaarden anders. Zo is te zien dat een stijgende immissiewaarde met de toepassingshoogte verandert in een dalende trend van de emissiewaarden met de toepassingshoogte. In Tabel 5.2 zijn alle berekende emissiewaarden weergegeven.

*Tabel 5.2 Emissiewaarden (mg/kg) voor niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing op de bodem en in het oppervlaktewater. Grijs gearceerd zijn scenario's waarin het grondwater bepalend is geweest voor de immissiewaarde. Schuingedrukt betreft immissiewaarden afgeleid voor het oppervlaktewater.*

## A. Emissiewaarden (mg/kg) niet-vormgegeven bouwstoffen met open toepassing op de bodem

Variant	scenario	Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	CN-vrij	CN-complex
<b>Nul-variant</b>																						
bodem	0.2 m	0.07	0.9	18	0.06	4.5	0.9	1.9	0.03	4.3	0.6	2.2	0.07	0.6	3.0	8.4	3.3	653	42	1265	0.04	0.2
	0.5 m	0.04	0.9	7.6	0.04	1.9	0.5	0.9	0.02	2.2	0.3	1.3	0.05	0.3	1.7	4.5	3.2	560	17	1200	0.02	0.08
	0.7 m	0.04	0.9	5.7	0.03	1.4	0.4	0.7	0.02	1.8	0.3	1.1	0.04	0.2	1.5	3.8	3.2	540	12	1100	0.01	0.06
	2 m	0.03	0.8	3.0	0.02	0.6	0.3	0.4	0.02	1.2	0.2	0.8	0.03	0.1	1.2	2.7	3.2	510	5	1100	0.00	0.02
<b>Stand-still</b>																						
Systeem 1 bodem	0.2 m	0.1	0.2	6.4	0.04	4.4	0.3	1.6	0.01	3.5	0.1	1.6	0.03	0.6	0.7	6.4	0.7	210	22	520	0.04	0.2
	0.5 m	0.03	0.2	2.5	0.01	1.8	0.1	0.6	0.004	1.4	0.1	0.6	0.01	0.2	0.3	2.5	0.6	170	8.9	470	0.02	0.1
	0.7 m	0.02	0.2	1.8	0.01	1.3	0.1	0.5	0.003	1.0	0.04	0.4	0.01	0.2	0.3	1.8	0.6	170	6.4	460	0.01	0.1
	2 m	0.01	0.1	0.8	0.004	0.5	0.0	0.2	0.001	0.4	0.01	0.2	0.00	0.09	0.2	0.7	0.6	160	2.4	450	0.00	0.02
Systeem 3 waterbodem	0.2 m	0.05	0.2	6.4	0.04	4.4	0.3	1.6	0.01	3.5	0.1	1.6	0.03	0.6	0.7	6.4	0.9	270	22	600	0.04	0.2
	0.5 m	0.02	0.1	2.5	0.01	1.8	0.1	0.6	0.004	1.4	0.1	0.6	0.01	0.2	0.3	2.5	0.7	200	8.9	500	0.02	0.1
	0.7 m	0.02	0.1	1.8	0.01	1.3	0.1	0.5	0.003	1.0	0.04	0.4	0.01	0.2	0.2	1.8	0.7	180	6.4	480	0.01	0.1
	2 m	0.01	0.1	0.7	0.004	0.4	0.03	0.2	0.001	0.4	0.01	0.2	0.003	0.07	0.1	0.6	0.6	160	2.2	460	0.004	0.02
Systeem 4a bodem	0.2 m	0.2	0.2	6.5	0.01	4.5	0.3	0.8	0.01	3.5	0.1	1.2	0.03	0.6	0.3	1.4	1.2	330	23	1600	0.05	0.1
	0.5 m	0.2	0.2	2.6	0.01	1.8	0.1	0.4	0.005	1.4	0.1	0.5	0.01	0.2	0.2	0.7	0.9	240	9.1	950	0.03	0.1
	0.7 m	0.2	0.2	1.9	0.004	1.3	0.09	0.3	0.003	1.0	0.04	0.4	0.01	0.2	0.2	0.6	0.8	220	6.5	830	0.03	0.1
	2 m	0.2	0.2	0.8	0.002	0.5	0.05	0.1	0.002	0.4	0.01	0.2	0.004	0.1	0.2	0.4	0.7	190	2.5	620	0.02	0.1
Systeem 4b	0.5 m	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Risico</b>																						
Systeem 1 bodem	0.2 m	0.9	0.7	715	3.7	1.7	8.3	15	6.9	223	184	1.2	0.4	105	1.8	73	20	420	610	340	n.d.	n.d.
	0.5 m	0.5	0.5	286	1.5	0.7	3.4	6.1	2.8	89	74	0.5	0.2	43	0.9	29	17	350	94	310	n.d.	n.d.
	0.7 m	0.4	0.5	206	1.0	0.5	2.5	4.4	2.0	64	53	0.3	0.1	32	0.7	21	17	340	93	310	n.d.	n.d.
	2 m	0.3	0.4	88	0.4	0.2	1.2	1.7	0.9	27	19	0.1	0.1	17	0.5	7.8	16	320	91	300	n.d.	n.d.
Systeem 3 waterbodem	0.2 m	28	92	600	130	7200	35	170	95	19000	1200	42	8.6	68000	22	2200	25	540	680	400	n.d.	n.d.
	0.5 m	12	56	240	54	2900	14	67	38	7600	470	17	3.4	27000	9.3	870	19	390	600	330	n.d.	n.d.
	0.7 m	8.7	51	170	38	2100	9.9	48	27	5500	340	12	2.4	19000	7.1	620	18	370	580	320	n.d.	n.d.
	2 m	4.8	42	62	13	730	3.8	17	10	2000	120	4.2	0.9	7900	4.1	220	16	330	550	300	n.d.	n.d.
Systeem 4a bodem	0.2 m	0.1	0.7	730	0.01	1.7	0.1	0.1	7.1	230	190	0.2	0.4	110	0.9	0.2	32	660	710	1000	0.002	0.001
	0.5 m	0.1	0.5	290	0.005	0.7	0.1	0.03	2.8	91	75	0.1	0.2	43	0.7	0.1	24	480	370	640	0.002	0.001
	0.7 m	0.1	0.5	210	0.004	0.5	0.1	0.02	2.1	65	54	0.1	0.1	32	0.6	0.1	22	440	310	560	0.001	0.001
	2 m	0.1	0.5	90	0.002	0.2	0.03	0.01	1.0	28	19	0.03	0.06	17	0.6	0.04	19	380	210	410	0.001	0.001
Systeem 4b	0.5 m	0.03	0.5	1.6	0.3	0.6	0.5	3.4	0.8	77	64	0.4	0.2	39	0.8	5.5	24	480	9.4	640	0.004	n.d.
<b>Ernstig risico</b>																						
Systeem 4a bodem	0.2 m	23	11	220	0.3	140	14	1.0	34	518	330	41	1.21	200	11	2.0	32	660	710	1000	0.3	0.3
	0.5 m	12	8.5	87	0.1	56	5.6	0.4	14	208	130	18	0.5	82	5.3	1.0	24	480	370	640	0.2	0.2
	0.7 m	10	8.0	63	0.1	40	4.1	0.3	10	149	96	14	0.4	61	4.5	0.8	22	440	310	560	0.2	0.2
	2 m	7.0	7.4	27	0.06	15	1.9	0.2	4.7	63	34	8.0	0.2	32	3.3	0.5	19	380	210	410	0.2	0.1
<b>Emissienorm afgeleid van de laagste van drinkwaternorm of interventiewaarde</b>																						
Systeem 4a bodem	0.2 m	0.1	0.7	730	0.1	1.7	4.4	4.0	7.1	230	190	1.2	0.4	106	1.8	18	32	490	520	1600	0.5	0.5
	0.5 m	0.1	0.5	290	0.1	0.7	2.1	1.7	2.8	91	75	0.5	0.2	43	0.9	9.1	24	360	270	950	0.3	0.3
	0.7 m	0.1	0.5	210	0.1	0.5	1.7	1.3	2.1	65	54	0.3	0.1	32	0.8	7.4	22	330	230	840	0.3	0.3
	2 m	0.05	0.5	90	0.03	0.2	1.0	0.7	1.0	28	19	0.1	0.1	17	0.6	4.6	19	280	160	620	0.2	0.3

## B. Emissiewaarden (mg/kg) niet-vormgegeven bouwstoffen in oppervlaktewater

Variant	scenario	Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	CN-vrij	CN-complex
<b>Nul-variant</b>																						
oppervlaktewater		35	200	1600	1.3	160	25	23	0.4	250	57	77	5.4	3.4	89	150	35000	690000	12000	650000	-	46
<b>Stand-still</b>																						
Systeem 2	rivier	130	660	2400	13	680	38	29	14	2200	1700	49	58	3000	91	290	35000	690000	12000	650000	-	1.2
Systeem 5	rivier	31	160	600	3.3	170	10	7.2	3.5	550	430	12	15	750	23	73	8700	170000	3000	160000	0.5	0.3
	kanaal	3.4	18	65	0.4	18	1.0	0.8	0.4	60	46	1.3	1.6	81	2.5	7.9	940	19000	320	18000	0.10	0.03
	sloot	2.8	15	54	0.3	15	0.9	0.7	0.3	50	39	1.1	1.3	68	2.1	6.6	790	16000	270	15000	0.05	0.03
<b>Risico</b>																						
Systeem 2	rivier	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Systeem 5	rivier	30	160	75	2.6	1100	9.0	5.1	3.2	6.8	2700	27	15	750	18	51	8700	170000	3000	160000	0.50	0.30
	kanaal	3.3	17	8.2	0.3	120	1.0	0.6	0.3	0.7	300	3.0	1.6	81	2.0	5.5	940	19000	320	18000	0.05	0.03
	sloot	2.7	14	6.8	0.2	15	0.8	0.5	0.3	0.6	39	0.4	1.3	68	1.7	4.6	790	16000	270	15000	0.05	0.03

## C. Emissiewaarden (mg/kg) geïsoleerde toepassingen op de bodem

Variant	scenario	Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	CN-vrij	CN-complex
<b>Nul-variant</b>																						
bodem	0.2 m	0.8	29	62	0.1	12	4.0	4.6	0.1	14	1.2	5.5	0.3	3.6	40	20	130	9700	110	27000	0.1	0.6
	0.5 m	1.0	36	61	0.2	11	4.9	4.8	0.2	17	1.3	6.8	0.4	3.7	44	23	150	10000	93	28000	0.1	0.6
	0.7 m	1.1	37	62	0.2	11	5.5	5.2	0.3	19	1.5	8.0	0.5	3.7	46	26	150	10000	91	28000	0.1	0.6
	2 m	1.3	40	73	0.4	11	8.1	7.8	0.5	29	2.7	14.9	0.9	4.1	50	47	160	10000	87	28000	0.1	0.5
<b>Stand-still</b>																						
Systeem 1 bodem	0.2 m	0.6	22	22	0.1	12	1.4	4.0	0.1	12	0.3	3.9	0.1	3.3	9.0	15	5.5	7800	57	22000	0.1	0.6
	0.5 m	0.6	29	20	0.1	10	1.9	3.5	0.2	10	0.6	3.4	0.3	3.1	10	13	12	7700	50	22000	0.1	0.6
	0.7 m	0.6	30	20	0.1	9.8	2.6	3.4	0.2	10	0.8	4.6	0.3	3.1	12	14	14	7700	48	22000	0.1	0.6
	2 m	0.8	33	22	0.3	9.4	5.3	4.6	0.4	19	2.1	12	0.8	3.0	17	35	20	7700	46	22000	0.1	0.5
Systeem 4a bodem	0.2 m	0.7	7.1	23	0.1	12	1.5	4.1	0.0	12	0	4.1	0.1	3.4	9.2	16	1.6	4800	58	43000	0.1	0.7
	0.5 m	0.6	7.0	21	0.1	10	1.4	3.5	0.0	11	0	3.5	0.1	3.2	9.0	13	1.2	4200	51	39000	0.1	0.6
	0.7 m	0.6	7.0	21	0.1	10	1.3	3.4	0.0	11	0	3.4	0.1	3.2	9.0	13	1.2	4000	49	38000	0.1	0.6
	2 m	0.6	7.0	20	0.1	9.7	1.3	3.3	0.0	10	0	3.3	0.1	3.1	8.9	12	1.1	3800	47	37000	0.1	0.5
<b>Risico</b>																						
Systeem 1 bodem	0.2 m	11	22	2500	7.9	4.4	38	38	29	750	360	2.9	1.6	590	24	170	790	16000	342	15000		
	0.5 m	11	29	2300	6.7	3.8	36	33	27	680	290	3.4	1.4	550	23	150	9.5	196	50	170		
	0.7 m	11	30	2300	6.4	3.7	35	32	27	660	280	4.6	1.4	550	23	140	9.0	184	48	160		
	2 m	11	33	2200	6.1	3.6	35	30	26	640	260	11.7	1.4	540	23	140	8.2	164	46	150		
Systeem 4a bodem	0.2 m	11	22	2600	8.1	4.5	39	39	30	770	370	3.0	1.6	600	24	180	490	9600	5.E+19	29000	0.04	0.03
	0.5 m	11	22	2400	6.8	3.9	37	34	28	700	300	2.6	1.5	570	24	150	430	8300	5.E+19	26000	0.04	0.02
	0.7 m	11	22	2300	6.6	3.8	36	33	27	680	290	2.5	1.5	560	24	150	410	8100	5.E+19	26000	0.04	0.02
	2 m	11	22	2200	6.3	3.7	35	31	27	660	270	2.4	1.4	550	23	140	390	7600	5.E+19	25000	0.04	0.02

## D. Emissiewaarden (mg/m<sup>2</sup>) vormgegeven bouwstoffen op de bodem

### Nul-variant

10% nat	12	140	2000	4	480	95	170	1	400	48	170	5	95	760	670	95	54000	4400	80000	5	24
100% nat	4	41	600	1	140	29	51	0	120	14	50	1	29	230	200	29	18000	1300	27000	1	7

### Stand-still systeem 4A

10% nat	1	120	650	2	410	37	120	1	350	12	140	3	78	79	320	410	140000	2000	460000	13	26
100% nat	0	37	210	1	130	12	38	0	110	4	45	1	25	25	100	130	44000	650	150000	4	8

### Risico systeem 4A

10% nat	30	370	74000	2	160	24	9	780	22000	16000	25	45	14000	230	36	13000	280000	150000	310000	1	0
100% nat	9	120	23000	1	49	8	3	250	7100	5000	8	14	4400	73	12	4000	89000	46000	98000	0	0

## E. Emissiewaarden (mg/m<sup>2</sup>) vormgegeven bouwstoffen in oppervlaktewater

### Nul-variant

middelgrote rivier	3300	16000	250000	330	33000	3300	4900	49	41000	16000	16000	820	410	8200	33000	1.3E+07	3.3E+08	2.5E+06	1.6E+08	-	8200
--------------------	------	-------	--------	-----	-------	------	------	----	-------	-------	-------	-----	-----	------	-------	---------	---------	---------	---------	---	------

### Stand-still 0.1\*MTR systeem 5

middelgrote rivier	3000	13000	95000	820	35000	1300	1600	490	91000	120000	2600	2200	91000	2100	16000	3.3E+06	8.2E+07	6.2E+05	4.1E+07	95	54
klein kanaal	320	1400	10000	89	3700	140	170	53	9800	13000	280	240	9800	230	1800	3.6E+05	8.9E+06	6.7E+04	4.5E+06	10	6
poldersloot	260	1200	8300	72	3000	110	140	43	7900	11000	230	200	7900	180	1400	2.9E+05	7.2E+06	5.4E+04	3.6E+06	8	5

### Risico 0.1\*MTT systeem 5

middelgrote rivier	2800	13000	12000	660	34000	1200	1100	450	1100	120000	910	2200	91000	1700	12000	3.3E+06	8.2E+07	6.2E+05	4.1E+07	95	54
klein kanaal	310	1400	1300	71	3700	130	120	49	120	13000	98	240	9800	180	1200	3.6E+05	8.9E+06	6.7E+04	4.5E+06	10	6
poldersloot	250	1100	1000	58	3000	100	98	40	98	11000	79	200	7900	150	1000	2.9E+05	7.2E+06	5.4E+04	3.6E+06	8	5

**Systeem 1, invloed term a.**

Terwijl bij de immissiewaarden het verschil tussen de nul-variant en systeem 1 vrij gering is en enkel te wijten aan de keuze voor een ander milieukwaliteitscriterium zijn hier de verschillen aanzienlijk. Dit is het gevolg van het weglaten van term a. Dit heeft tot gevolg dat emissiewaarden ten opzichte van de nul-variant strenger worden. Voor systeem 4A en 4B werkt dit op dezelfde wijze door. De relatieve verschillen tussen systeem 4A en 4B blijven gelijk.

**Systeem 4B, invloed speciatie**

Aanvullend op de adsorptieprocessen zijn berekeningen uitgevoerd waarin de speciatie en competitie van componenten expliciet zijn beschouwd. Dit systeem (4B) is wat betreft transport van water zo goed mogelijk afgestemd op systeem 4A. Bovendien zijn dezelfde uitgangspunten gekozen wat betreft de bronterm en is ook hier de laagste emissiewaarde voor bodem en grondwater bepalend. Een uitgebreide vergelijking van doorbraakcurven van beide systemen wordt gepresenteerd in paragraaf 5.4.2.

Overeenkomsten tussen systeem 4A en 4B zijn goed voor antimoon, arseen, chroom, lood, molybdeen, seleen, tin, vanadium, cyaniden, bromide, chloride en sulfaat. Voor barium, cadmium, kobalt, koper, kwik, nikkel, zink en fluoride lopen de getalswaarden behoorlijk uiteen. Voor vanadium en kwik verschillen de methoden in het bepalen van het kritische compartiment. In de discussie wordt verder ingegaan op de oorzaken van de gevonden verschillen.

Als de immissiewaarden worden omgerekend naar emissiewaarden op testniveau, dan blijkt dat de toelaatbare emissiewaarde voor geïsoleerde toepassingen veel hoger is dan voor open toepassingen. Dat is een direct gevolg van de geringere infiltratie (6 mm in plaats van 300 mm), die in de omrekenformules is verwerkt.

**Systeem 4A, vormgegeven bouwstoffen**

Voor het berekenen van emissiewaarden voor vormgegeven bouwstoffen wordt rekening gehouden met toepassingsmogelijkheden: permanent natte toepassingen (100% nat) en droge toepassingen (10% nat). De emissiewaarden voor vormgegeven bouwstoffen zijn uitgedrukt in mg/m<sup>2</sup> bouw materiaal. Voor permanent natte bouwstoffen zijn de kritische emissiewaarden lager (strenger) dan voor droge toepassingen.

**Vergelijking oppervlaktewater (systeem 5) met bodem (systeem 4A).**

Een belangrijk doel van de berekeningen voor oppervlakte water is om na te gaan of voor toepassing in het oppervlaktewater strengere eisen gesteld moeten worden dan voor toepassing op de bodem. Bij toepassing van bouwstoffen in het oppervlaktewater moet zowel naar de kortetermijneffecten op de waterkwaliteit als naar de langere termijneffecten voor de waterbodem worden gekeken.

Wanneer de kritische emissiewaarden voor *niet-vormgegeven bouwstoffen* voor het meest gevoelige watersysteem (polderwater) worden vergeleken met de kritische emissiewaarden voor bodem (systeem 4A) zijn vrijwel alle waarden voor oppervlaktewater hoger dan voor bodem. Er zijn echter een paar uitzonderingen. In vergelijking met de kritische emissiewaarden voor bodem (systeem 4A) voor *stand still* zijn voor cyaniden de emissiewaarden in water strenger (factor 1.5-2). In vergelijking met de kritische emissiewaarden voor bodem (systeem 4A) voor de *risicobenadering* zijn voor barium, kwik, lood, molybdeen en fluoride de emissiewaarden in water strenger (maximaal factor 10).

Uitgaande van de berekende kritische emissiewaarden voor niet-vormgegeven bouwstoffen voor bodem (op basis van de risicobenadering) betekent dit dat in de kleine watersystemen voor barium en kwik tijdelijk concentraties in het water kunnen ontstaan in de buurt van het  $MTT_{\text{totaal}}$  voor oppervlaktewater.

Wanneer de kritische emissiewaarden voor *vormgegeven bouwstoffen* voor het meest gevoelige watersysteem (polderwater) worden vergeleken met de kritische emissiewaarden voor bodem (systeem 4A), zijn vrijwel alle waarden voor oppervlaktewater hoger dan voor bodem. Er zijn echter een paar uitzonderingen. Bij vergelijking met de kritische emissiewaarden voor bodem (systeem 4A), bij 100% nat en de *stand still*-benadering is alleen voor complexcyanide de emissiewaarden in water strenger (factor  $\sim 2$ ). In vergelijking met de kritische emissiewaarden voor bodem en de risicobenadering zijn voor barium en kwik de emissiewaarden in water strenger (respectievelijk een factor 4 en 6).

Uitgaande van de berekende kritische emissiewaarden voor bodem voor *vormgegeven bouwstoffen* (100% nat) via *de risicobenadering* betekent dit dat in de kleine watersystemen alleen voor cyanide tijdelijk concentraties in het water kunnen ontstaan van  $0.2 * MTT_{\text{totaal}}$  voor oppervlaktewater.



## 5.4 Gevoeligheidsanalyse van de modeluitkomsten

In deze paragraaf wordt ingegaan op verschillende aspecten die een rol spelen bij het afleiden van kritische emissiewaarden op basis van adsorptieberekeningen. De bedoeling is dat men hiermee inzicht krijgt in de robuustheid, dan wel gevoeligheid van de emissiewaarden. De volgende aspecten worden geïllustreerd:

- De invloed van de keuze van toetsdiepte en toetstijdstip;
- Invloed van de toepassingshoogte van de bouwstof;
- Invloed van kappa;
- Invloed van bindingseigenschappen, uitgedrukt als adsorptiecoëfficiënten of speciatie.

### 5.4.1 Globale karakterisering van componenten

In deze paragraaf wordt het transportgedrag van de anorganische componenten uit het Bouwstoffenbesluit nader toegelicht. Hierbij wordt specifiek ingegaan op mechanismen die de speciatie benadering van systeem 4B onderscheidt van de lineaire evenwichtsadsorptie benadering van systeem 4A.

Globaal kunnen de anorganische componenten ingedeeld worden in 4 groepen met vergelijkbaar gedrag.

Allereerst is er duidelijk onderscheid tussen stoffen die goed worden vastgelegd en boven in het bodemprofiel achterblijven (groep I: As, Se, V, Pb) en stoffen die relatief mobiel zijn en snel uitspoelen naar het grondwater (groep II: Cl-, Br-).

Daarnaast is er een grote groep metalen te onderscheiden die sterk aan (opgeloste) organische stof binden, zoals Cu, Cd, Zn, Ni, Cr, Co, Hg, en Sn (groep III). Deze metalen laten een onderling vergelijkbaar transportgedrag zien met een middelmatige mobiliteit. Zoals blijkt uit de figuren in Bijlage 9 en Bijlage 10 zijn deze metalen na verloop van tijd duidelijk al wat dieper in de bodem gespoeld. Dit zijn tevens de stoffen die in de zandgrond rond 100 jaar gaan doorbreken.

Een vierde opvallende categorie vormen ook enkele matig reactieve anionen zoals  $\text{CN}^-$ ,  $\text{F}^-$ , Sb en  $\text{SO}_4^{2-}$  (groep IV) die een sterk niet-lineair en door onderlinge competitie voor bindingsplaatsen beïnvloed gedrag vertonen. In zijn algemeenheid is dit gedrag te herkennen aan sterk asymmetrische inspoelingspatronen, waarvan Sb en  $\text{CN}^-$  de mooiste voorbeelden laten zien.

De resultaten van de speciatieberekeningen (systeem 4B) en de adsorptieberekeningen (systeem 4A) worden mede aan de hand van deze gedragspatronen in deze paragraaf verder toegelicht.

Figuur 5.1 laat het resultaat zien van de doorbraakcurven waarmee de maximale emissiewaarden zijn afgeleid (zie paragraaf 4.5.7). Criteria hierbij waren dat de gemiddelde concentraties in het grondwater tussen 1 en 2 meter diepte binnen 100 jaar de MTT-waarde voor grondwater niet mogen overschrijden en dat de gemiddelde concentraties in de vaste bodem tussen 0 en 1 meter diepte de MTT-waarde voor bodem niet binnen deze termijn mogen overschrijden. De figuur laat de resultaten zien voor drie geselecteerde stoffen met verschillend gedrag en waarvoor verschillende criteria (dat wil zeggen MTT-grondwater of MTT-bodem) doorslaggevend zijn voor de afgeleide maximale emissiewaarden.

Bij interpretatie van de figuren dient te worden opgemerkt dat de hoogte van de brontermen van 4A en 4B verschillend is, en gebaseerd zijn op de respectievelijke emissiewaarden uit paragraaf 5.3.

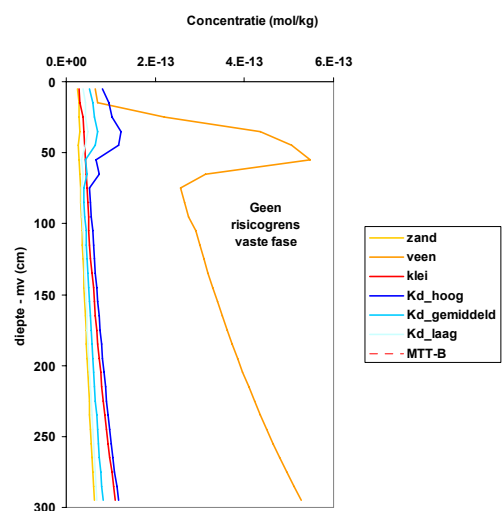
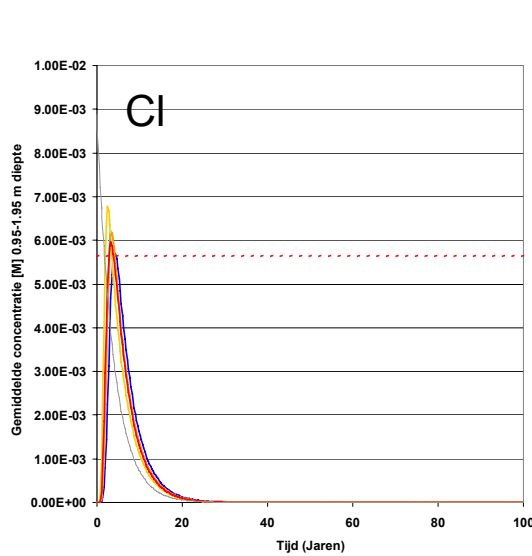
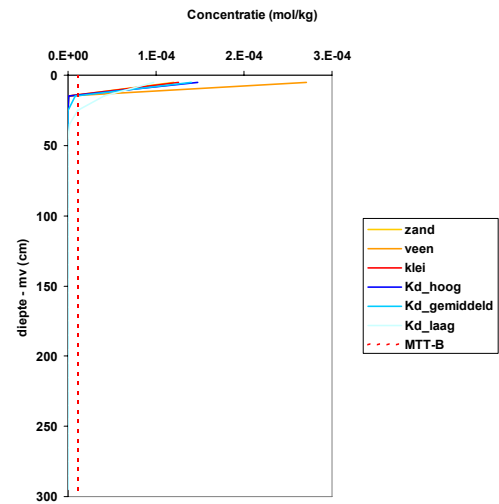
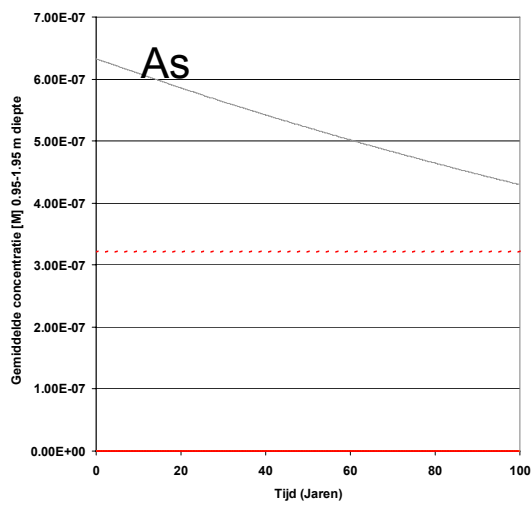
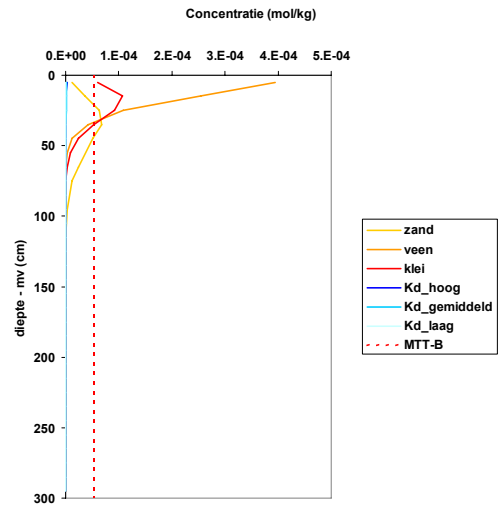
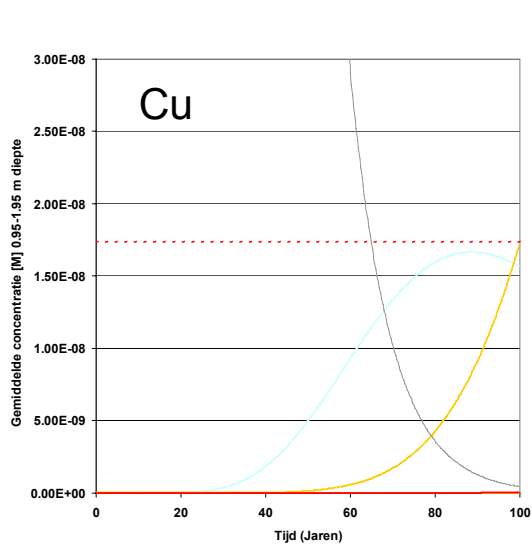
Arseen is een voorbeeld van een stof die dermate sterk aan de bodem bindt dat deze binnen 100 jaar niet doorbreekt naar het grondwater. Voor deze categorie stoffen geldt dat de MTT-waarde voor de bodem eerder wordt bereikt dan die voor grondwater. Het blijkt dat As na 100 jaar in de zandgrond gemiddeld tussen 0 en 1 meter diepte de MTT-bodem heeft bereikt. Hierbij wordt voor de volledigheid nogmaals opgemerkt dat de afleiding van emissiewaarden op basis van de MTT-bodem niet heeft plaatsgevonden op basis van de veengrond, daar deze een sterk atypische bulkdichtheid heeft (zie Figuur 4.7, pag.3). Tevens dient te worden opgemerkt dat, zoals is te zien in de bodemprofielen in Figuur 5.1, de werkelijke concentraties in de bovengrond (de bovenste 30 cm) na 100 jaar de MTT-waarde voor bodem ruim overschrijden. Dit gedrag is representatief voor de componenten uit groep I.

Chloride vertegenwoordigt de zeer mobiele stoffen die niet of nauwelijks interactie met de bodem vertonen. De concentraties breken al na enkele jaren volledig door in het grondwater. De maximale emissies voor deze stoffen zijn afgestemd op de MTT-waarde voor grondwater. Na 100 jaar wordt geen chloride uit de bronterm meer aangetroffen in het grondwater, getuige de extreem lage berekende concentraties van  $10^{-13}$  mol/L, hetgeen veel lager is dan de natuurlijke achtergrondniveaus. Dit gedrag is representatief voor de componenten uit groep II.

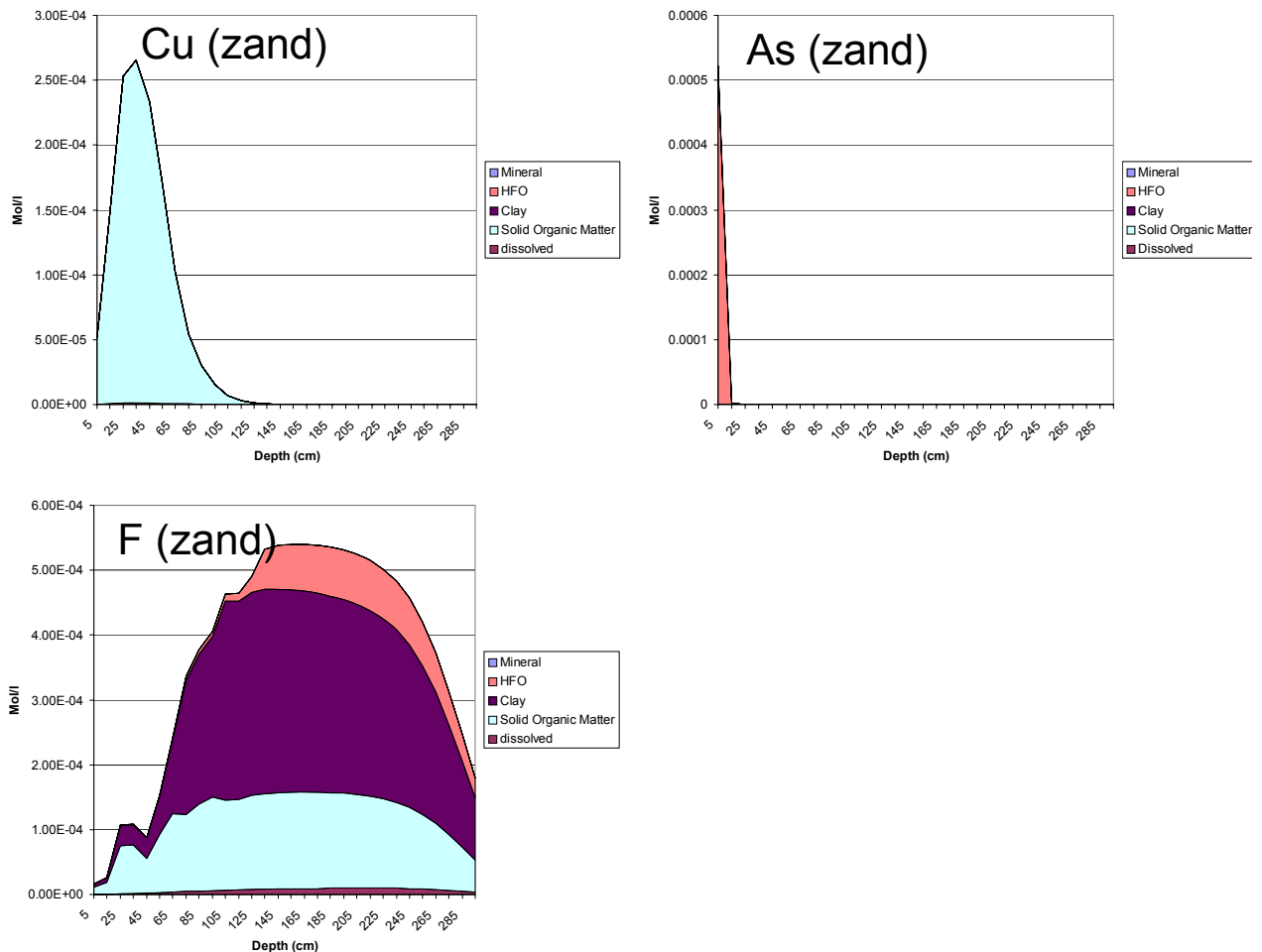
Koper is getoond als voorbeeld van de categorie metalen die sterk binden aan (opgeloste) organische stof en waarvoor de zandgrond zonder uitzondering de snelste doorbraak laat zien. Zoals duidelijk is te zien in Figuur 5.1 breekt Cu na 100 jaar precies door tot aan de MTT-waarde voor grondwater. Hierbij wordt voor alle duidelijkheid opgemerkt dat dit niet toevallig is maar het gevolg van het gekozen beschermingsniveau waarop de maximale emissie is afgestemd. Zoals hierboven al is opgemerkt, vertonen ook de meeste andere metalen uit groep III ditzelfde gedrag.

Volgende pagina:

*Figuur 5.1 Doorbraakcurven (links), en concentratieprofielen in de vaste fase (rechts) voor Cu, As en Cl na 100 jaar. De resultaten zijn weergegeven voor verschillende scenario's: de zand-, veen- en kleibodem op basis van speciatieberekeningen en ter vergelijking curven op basis van de hoge, gemiddelde en lage Kd-waarden zoals gebruikt in de berekeningen voor systeem 4A. De doorbraakcurven zijn berekend op basis van de gemiddelde concentratie in het grondwater tussen 1 en 2 meter diepte. Bij de doorbraakcurven zijn tevens de uitloogbrontermen weergegeven. Tevens zijn in alle figuren de MTT-waarden weergegeven (niet gedefiniëerd voor Cl in de vaste fase): MTT-GW = MTT grondwater; MTT-B = MTT bodem. De brontermen zijn verschillend en gebaseerd op de respectieve emissiewaarden uit paragraaf 5.3*



Figuur 5.2 geeft enkele voorbeelden van de chemische vorm (speciatie) waarin stoffen na 100 jaar zijn vastgelegd in de bodem, zoals volgt uit de ORCHESTRA berekeningen. Speciatieprofielen van alle componenten in de drie bodemprofielen zijn weergegeven in Bijlage 11.



*Figuur 5.2 Speciatie van Cu, As en F als functie van de diepte in het bodemprofiel (in de vaste fase en de bodemoplossing, beide uitgedrukt in mol/L bodemoplossing). Mineral = minerale neerslag; HFO = geadsorbeerd aan Fe- en Al-(hydr)oxiden; Clay = geadsorbeerd aan kleimineralen; Solid Organic Matter = geadsorbeerd aan vaste organische stof; Dissolved = totaal opgelost in bodemoplossing.*

Cu en diverse andere metalen (zoals Sn en Cr) vormen zeer sterke complexen met organische stof in de bodem. Te zien is dan ook dat Cu na 100 jaar vrijwel volledig is gebonden aan de vaste organische stof in het bodemprofiel. Hierbij moet worden opgemerkt dat deze sterke binding ook geldt voor de opgeloste organische stof. Als gevolg daarvan zal de verhouding tussen de vaste en opgeloste organische stof het transportgedrag van deze metalen sterk beïnvloeden. Ondanks dat vrijwel alle Cu aan de vaste organische stof is gebonden, blijkt toch de kleine fractie die bindt aan opgeloste organische stof bepalend voor de doorbraak binnen 100 jaar tot het niveau van de MTT-grondwater.

Het oxyanion arsenaat bindt, zeer sterk aan de bodem en wel specifiek aan Fe- en Al-(hydr)oxiden. Het vertoont daarmee een heel ander bindingsgedrag dan de hiervoor genoemde zware metalen. Figuur 5.2 laat dan ook zien dat As na 100 jaar nog steeds volledig

boven in het bodemprofiel aanwezig is, gebonden aan de daar aanwezige Fe- en Al-(hydr)oxiden.

Ten slotte is fluoride weergegeven als voorbeeld van een matig reactief anion dat na 100 jaar nog aanwezig is in het bodemprofiel (in tegenstelling tot de zeer mobiele Cl<sup>-</sup> en Br<sup>-</sup>). Fluor vertoont een complexe speciatie en is na 100 jaar in het bodemprofiel verdeeld tussen de organische stof, kleimineralen en Fe- en Al-(hydr)oxiden. Hierbij moet worden opgemerkt dat F<sup>-</sup> sterke positief geladen complexen vormt met kationen zoals Al<sup>3+</sup>, waardoor het niet-specifiek (elektrostatisch) kan binden aan negatief geladen reactieve oppervlakken zoals van kleimineralen en organische stof.

Met systeem 4A wordt de speciatie niet berekend, maar wordt uitgegaan van een verdeling over de vaste en de vloeibare fase in de bodem, waarvoor de adsorptiecoëfficiënt maatgevend is. Diepteprofielen zijn hiermee eveneens berekend, maar worden in dit rapport niet grafisch gepresenteerd. Gesteld kan worden dat voor die componenten waarvoor de doorbraakcurven naar het grondwater overeenkomen (tussen systeem 4A en 4B), ook de verdeling in het bodemprofiel vergelijkbaar is.

#### 5.4.2 Invloed toetsdiepte en toetstijdstip

Een eindpunt in de modelberekeningen is een concentratie in bodem of grondwater. De keuzemogelijkheden hierbij liggen op het vlak van tijd en diepte. Er zijn verschillende tijdsafhankelijke processen die bij het afleiden van maximaal toelaatbare immissiewaarden een rol spelen. Omdat zowel de immissie als het transport in de bodem in de tijd variëren is de keuze voor het toetsmoment erg belangrijk.

Het toetsmoment kan ook niet los gezien worden van de toetsdiepte. Toetsdiepte en toetsmoment zijn keuzes die beleidsmatig moeten worden gemaakt, omdat ze samenhangen met beschermingsdoelen die men wenst te bereiken.

Concentraties die na toepassing van bouwstoffen in bodem en grondwater kunnen ontstaan, zijn variabel in tijd en ruimte. De concentraties in bodem en grondwater zijn van grote invloed op de emissiewaarde die wordt berekend. Er is gekozen om met systeem 4A twee varianten voor de bodem te kiezen en twee varianten voor het grondwater. Dat zijn:

- Bodem100<sub>eind</sub>: de concentratie in de bovenste meter van de bodem op tijdstip 100 jaar
- Bodem30<sub>max</sub>: max. concentratie in de bovenste 30 cm van de bodem binnen de periode van 100 jaar.
- GW1: de max. jaargemiddelde concentratie in de bovenste meter van het grondwater binnen een periode van 100 jaar
- GW20: het maximum 20-jaarsgemiddelde concentratie in de bovenste meter van het grondwater binnen een periode van 100 jaar

Dit levert 4 varianten op voor het bodem/grondwatersysteem, namelijk:

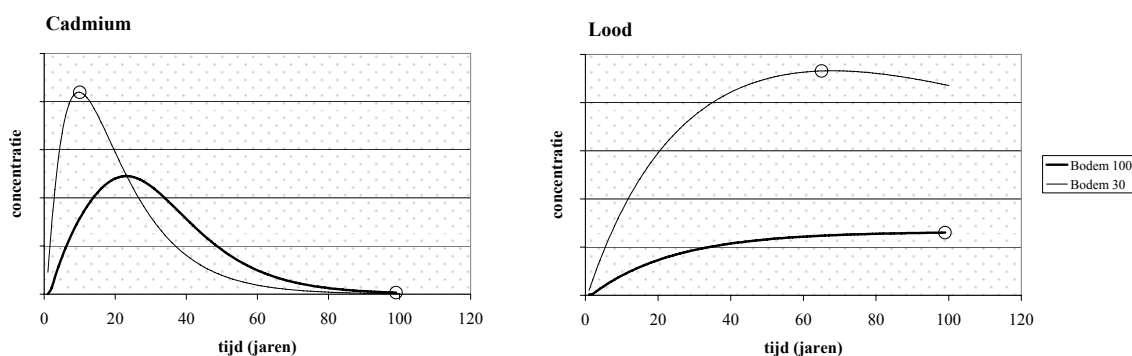
1. de laagste emissiewaarde van Bodem100<sub>eind</sub> en GW1;
2. de laagste emissiewaarde van Bodem100<sub>eind</sub> en GW20;
3. de laagste emissiewaarde van Bodem30<sub>max</sub> en GW1;
4. de laagste emissiewaarde van Bodem30<sub>max</sub> en GW20.

##### 5.4.2.1 Bodemeindpunten systeem 4A

Er is gekozen om twee verschillende eindpunten voor de bodem in de analyse te betrekken. De eindpunten verschillen zowel qua tijdraam als qua laagdikte. De eindpunten zijn:

- Bodem100<sub>eind</sub>: De concentratie van de bodem na 100 jaar over een laagdikte van 1 m;
- Bodem30<sub>max</sub>: De maximumconcentratie in de bovenste 30 cm van de bodem.

De invloed daarvan op de uiteindelijke immissiewaarde is aangegeven voor de immobiele stof lood en een mobielere stof zoals cadmium. In Figuur 5.3 is te zien dat voor een mobielere stof als cadmium het tijdstip na 100 jaar tot zeer lage concentraties in de bodem leidt; cadmium is dan al vrijwel volledig uitgespoeld naar het grondwater. De maximumconcentratie in de bovenste 30 cm is veel hoger. Dit heeft tot gevolg hebben dat de immissiewaarde afgeleid op basis van de maximumconcentratie cadmium in de bovenste 30 cm een factor 160 lager ligt dan wanneer die afgeleid zou zijn van de concentratie na 100 jaar gemiddeld over een laagdikte van 1 m.



*Figuur 5.3 Concentratieverloop van cadmium en lood gemiddeld over de bovenste 30 cm bodem en gemiddeld over 100 cm bodem. Open toepassing, 0.7 m hoog. Cirkels geven de respectieve eindpunten bodem30<sub>max</sub> en bodem 100<sub>eind</sub> aan*

Voor een immobiele component als lood is het verschil tussen beide eindpunten minder groot. Lood heeft de neiging te accumuleren. In de bovenste 30 cm is na ongeveer 60 jaar een geringe daling waarneembaar ten gevolge van uitspoeling naar diepere lagen. Dit impliceert dat immissiewaarden afgeleid van *bodem100<sub>eind</sub>* hoger (soepeler) zijn dan immissiewaarden afgeleid van *bodem30<sub>max</sub>*. Voor componenten waarvoor bodem het meest kritische compartiment is, is dat een factor 4. Dit betekent dat, indien kritische emissiewaarden gebaseerd op *bodem100<sub>eind</sub>* beleidsmatig zullen worden geïmplementeerd een tijdelijke overschrijding van bodemkwaliteitscriteria in de bovengrond mogelijk is met een factor 4 (Bijlage 9).

#### 5.4.2.2 Grondwatereindpunten systeem 4A

Als de geëmitteerde stoffen met het regenwater in de bodem komen, zullen zij ten opzichte van de snelheid van het water een vertraging ondergaan (de zogenaamde retardatie), door adsorptie aan bodembestanddelen. Als vuistregel kan gesteld worden dat onder ongeïsoleerde omstandigheden het regenwater er 1 jaar over doet om het bovenste grondwater te bereiken. Voor de stoffen opgelost in het grondwater moet die tijd vermenigvuldigd worden met de retardatiefactor. De retardatiefactor wordt als volgt afgeleid van de adsorptiecoëfficiënt:

*Vergelijking 12 Vuistregel voor berekening van de retardatie*

$$R = 1 + \frac{\rho \cdot K_p}{\theta}$$

R= retardatiefactor;

$\rho$  = dichtheid van de bodem ;

$K_p$ = adsorptiecoëfficiënt (L/kg);

$\theta$  = poriënvolume in de bodem .

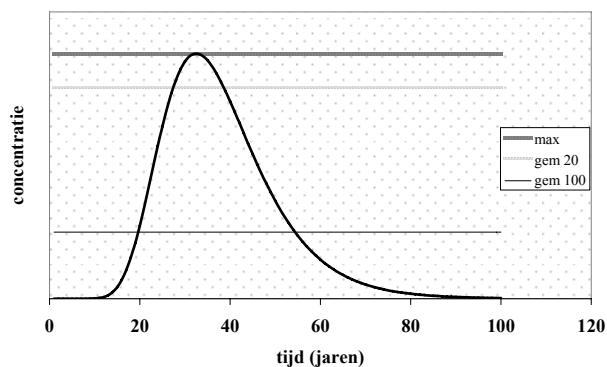
Voor de componenten is een range aan adsorptiecoëfficiënten vastgesteld (zie Figuur 4.4). Voor de bodem wordt uitgegaan van een dichtheid van 1.4 kg/L en een poriënvolume van 0.35. In Tabel 5.3 is weergegeven wat de meest waarschijnlijke range aan retardatiefactoren is die in Nederland kan voorkomen.

*Tabel 5.3 Retardatiefactoren voor het transport van stoffen naar het bovenste grondwater, gebaseerd op een realistische range van adsorptiecoëfficiënten en gecorrigeerd voor reductie van adsorptie met de diepte. In vet gedrukt zijn de gevallen waarin de piekconcentratie in het grondwater binnen de modelrekening van 100 jaar niet wordt bereikt*

Element		Grondsoorten gevoelig voor uitspoeling	Grondsoorten gevoelig voor accumulatie
Antimoon	Sb	25	<b>1300</b>
Arseen	As	<b>670</b>	<b>41000</b>
Barium	Ba	<b>1300</b>	<b>33000</b>
Cadmium	Cd	37	<b>4000</b>
Chroom	Cr(III)	<b>2900</b>	<b>120000</b>
Cobalt	Co	73	<b>2600</b>
Koper	Cu	73	<b>2000</b>
Kwik	Hg	<b>840</b>	<b>2600</b>
Lood	Pb	<b>960</b>	<b>110000</b>
Molybdeen	Mo	<b>340</b>	<b>3300</b>
Nikkel	Ni	110	<b>3600</b>
Seleen	Se	<b>480</b>	<b>4800</b>
Tin	Sn	<b>310</b>	<b>24000</b>
Vanadium	V	<b>170</b>	<b>5200</b>
Zink	Zn	27	<b>1500</b>
Bromide	Br	2	37
Chloride	Cl	1	2
Fluoride	F	<b>180</b>	<b>720</b>
Sulfaat	SO <sub>4</sub>	10	37
Cyaniden (vrij)		7	30
Cyaniden (complex)		7	30

In de gevallen waarin de componenten het grondwater niet bereiken binnen 100 jaar (de vetgedrukte getallen) zullen de concentraties in het grondwater naar 0 naderen. De daarvan afgeleide immissiewaarde zal oneindig groot zijn. De, in die gevallen veel lagere, immissiewaarde voor de bodem zal dan gelden als beschermend voor het bodem-grondwatersysteem. Nikkel en vanadium bereiken nog wel significante concentraties in het grondwater na 100 jaar, maar de piekconcentratie zal nog moeten komen. Voor veel stoffen zal de concentratie na 100 jaar in het grondwater nog toenemen. Dit kan leiden tot het overschrijden van grondwaterkwaliteitscriteria (zie Bijlage 10).

Het concentratieverloop van componenten in het grondwater na toepassing van een bouw materiaal is sterk afhankelijk van de adsorptiecoëfficiënt. Cadmium is een stof die redelijk mobiel is, met een minimumretardatie van circa 37 jaar (zie Tabel 5.3). De met de vuistregel berekende retardatie voor cadmium wordt door de modelberekeningen in Figuur 5.4 bevestigd.



*Figuur 5.4 Concentratieverloop van cadmium in het grondwater, na toepassing van een bouw materiaal ( $\kappa=0.32$ ) in verschillende hoogtes. De top van de piek komt overeen met de retardatiefactor*

De immissiewaarden worden gebaseerd op concentraties in het grondwater. Aangezien die concentraties niet constant zijn, is het de vraag welke concentraties dan ten grondslag moeten liggen aan de immissienormen. Wat is relevant en wat willen we beschermen? In deze studie zijn twee eindpunten voor het grondwater gekozen en de consequenties daarvan voor de immissienormen inzichtelijk gemaakt. De twee eindpunten zijn:

1. De maximumconcentratie in een jaar (*GW1*).
2. Het maximum voortschrijdend gemiddelde over een periode van 20 jaar (*GW20*).

In Figuur 5.4 is de maximumconcentratie een factor 1.2 hoger dan het maximum voortschrijdend gemiddelde over 20 jaar. De afgeleide immissiewaarden is dan een factor 1.2 lager. De factoren zijn stofafhankelijk en ook afhankelijk van de toepassingshoogte. Een overzicht van de factoren is gegeven in Tabel 5.4. Immissiewaarden op basis van *GW20* zijn maximaal een factor 4.9 hoger dan wanneer ze afgeleid zouden zijn *GW1*. Indien *GW20* als definitief eindpunt wordt gekozen voor het afleiden van immissiewaarden, heeft dat tot gevolg dat de risico's van piekconcentraties worden genegeerd. Piekconcentraties kunnen dan de kwaliteitscriteria in het bovenste grondwater overschrijden met maximaal een factor 4.9.



*Tabel 5.4 GW1/GW20. Factor tussen immissiewaarden afgeleid van maximum voortschrijdend gemiddelde over 20 jaar ten opzichte van maximumconcentraties over 1 jaar. Berekend voor niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing. Grijs gearceerd zijn componenten waarvoor bodemconcentraties de emissie bepalen*

	Toepassingshoogte			
	0.2 m	0.5 m	0.7 m	10 m
Antimoon	1.1	1.0	1.0	1.0
Arseen	3.5	3.5	3.5	3.5
Barium	4.2	4.2	4.2	4.2
Cadmium	1.2	1.1	1.1	1.0
Chroom	4.8	4.8	4.9	4.9
Cobalt	1.0	1.0	1.0	1.1
Koper	1.0	1.0	1.0	1.0
Kwik	3.7	3.7	3.7	3.8
Lood	3.8	3.9	3.9	3.9
Molybdeen	2.4	2.4	2.5	2.5
Nikkel	1.1	1.2	1.2	1.3
Seleen	2.9	3.0	3.0	3.0
Tin	2.4	2.4	2.4	2.5
Vanadium	1.7	1.7	1.8	1.8
Zink	1.2	1.1	1.1	1.0
Bromide	1.6	1.7	1.7	1.8
Chloride	1.8	1.4	1.3	1.1
Fluoride	1.9	1.4	1.3	1.1
Sulfaat	1.8	1.4	1.3	1.1
Cyaniden (vrij)	1.9	1.4	1.3	1.1
Cyaniden (complex)	1.9	1.4	1.3	1.1

Maximumconcentraties in het grondwater zijn per definitie hoger dan gemiddelde concentraties, de afgeleide immissiewaarden per definitie lager.

#### **5.4.2.3 Transportgedrag van stoffen op een tijdschaal van 1000 jaar.**

Hoewel een periode van 100 jaar als uitgangspunt is gekozen voor het afleiden van de kritische emissiewaarden, zijn ook berekeningen uitgevoerd over een aanzienlijk langere periode tot 1000 jaar, om zichtbaar te maken wat het effect is van de gekozen tijdsperiode.

Uit de berekeningen over een periode van 100 jaar (Bijlage 9) blijkt dat er veel stoffen zijn waarvan de concentraties in bodem en/of grondwater na 100 jaar nog zullen toenemen tot boven de MTT-niveaus. Daarom zijn met ORCHESTRA aanvullende berekeningen uitgevoerd over een tijdschaal van 1000 jaar op basis van systeem 4B en tevens op basis van de Kp-benadering zoals gebruikt is in systeem 4A. Hieronder zullen als voorbeeld de resultaten worden besproken van Cu, As en Sn. Bij interpretatie van de figuren dient te worden opgemerkt dat de brontermen van 4A en 4B verschillend zijn, en gebaseerd zijn op de respectievelijke emissiewaarden uit paragraaf 5.3

**Koper (Cu)** is een voorbeeld van een stof waarvan de concentratie in het grondwater na 100 jaar nog toeneemt tot waarden ver boven de MTT. Binnen de tijdsperiode van 100 jaar begint de Cu-concentratie in het grondwater toe te nemen, maar deze heeft nog geen maximum bereikt. Bij de afleiding van de kritische emissiewaarde voor Cu is er, conform de in overleg met VROM gekozen beschermingscriteria, van uitgegaan dat deze stof na 100 jaar precies de MTT-waarde heeft bereikt, terwijl de concentratie feitelijk nog aan het toenemen is. Figuur 5.5 laat zien dat Cu na circa 300 jaar een piekwaarde bereikt in het grondwater die ver uitstijgt boven de MTT-waarde. Wanneer een langere tijdsperiode zou worden gekozen, zou dit leiden tot een aanzienlijk strengere kritische emissiewaarde.

Tegelijkertijd laat deze figuur zien dat een relatief klein verschil in de transportsnelheid van Cu tussen systeem 4A en 4B, door de gekozen tijdsperiode van 100 jaar, leidt tot een groot verschil in de kritische emissiewaarde (zie Tabel 6.1). Immers, na 100 jaar hoeft een stof niet meer te voldoen aan de MTT-waarde in het grondwater (en/of de bodem). Doordat in systeem 4B Cu pas ná de periode van 100 jaar volledig doorbreekt in het grondwater (dat wil zeggen de maximumconcentratie bereikt), valt de kritische emissiewaarde veel ruimer uit dan in systeem 4A waarin Cu al binnen 100 jaar het concentratiemaximum bereikt.

**Arseen (As)** is een voorbeeld van een stof die zeer sterk accumuleert in de bodem. Na 100 jaar neemt de concentratie in de bodem nog voortdurend toe tot waarden die uitstijgen boven de MTT-bodem. In het geval van As leiden de gekozen beschermingscriteria (de combinatie van de 100-jaarperiode en de middeling van de concentraties over de bovenste meter van de bodem), ondanks relatief grote verschillen in de transportsnelheid tussen systeem 4A en 4B, tot vrijwel dezelfde kritische emissiewaarde.

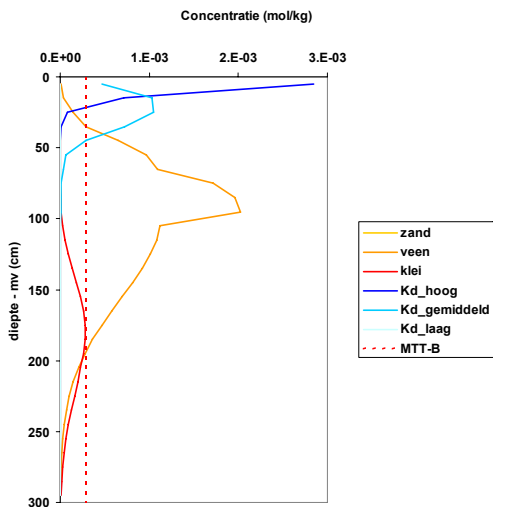
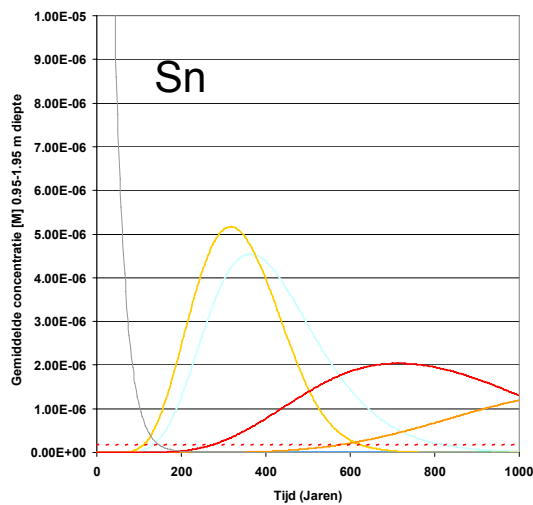
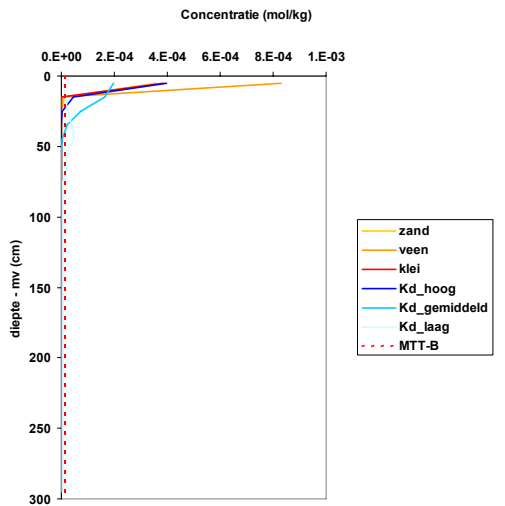
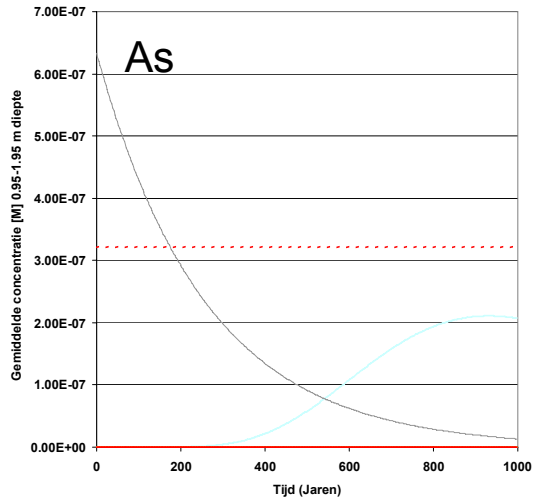
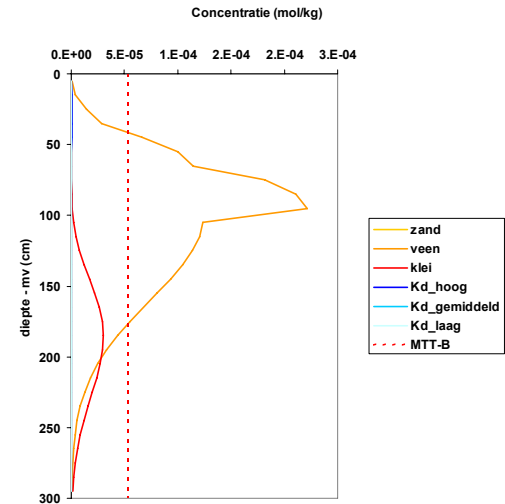
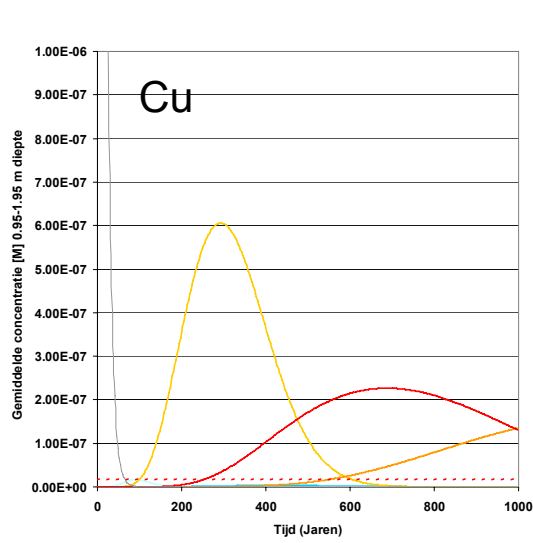
**Tin (Sn)** is een voorbeeld van een stof waarvoor de MTT-bodem maatgevend is voor de afleiding van de kritische emissiewaarde (gegeven de gekozen tijdsperiode van 100 jaar), maar die met name door sterke binding aan DOC op een tijdschaal langer dan 100 jaar toch doorbreekt naar het grondwater. De MTT-grondwater wordt daarbij sterk overschreden. Het maatgevende criterium zou dus verschuiven van bodem naar grondwater, wanneer een langere tijdsperiode zou worden gekozen. Dit zou leiden tot een strengere kritische emissiewaarde.

Beschouwd op een tijdschaal van 1000 jaar wordt duidelijk dat een aantal stoffen in systeem 4B een nagenoeg gelijke mobiliteit vertoont (Bijlage 10). Dit geldt met name voor de metalen die zeer sterk aan organische stof adsorberen, te weten koper, tin, kwik en chroom. Afgezien van de absolute concentraties lijken de doorbraakcurven van deze componenten sterk op elkaar en bereikt de concentratie in het grondwater een maximum na ongeveer 300 jaar. Dat de speciatie en daarmee de mobiliteit van deze metalen in dit geval zo op elkaar lijkt (dat wil zeggen deze metalen zijn voor vrijwel 100% gecomplexeerd met vaste en opgeloste organische stof) wordt goed zichtbaar met de speciatiediagrammen (zie Bijlage 11). Het feit dat voor componenten met een (vrijwel) gelijke mobiliteit toch verschillende kritische emissiewaarden zijn afgeleid (zie Tabel 5.6) is daarom geheel te verklaren uit de onderlinge ligging van de MTT-grondwater en MTT-bodem, die per component verschillend zijn.

De bovenstaande voorbeelden laten zien dat zowel de gekozen tijdsperiode (100 jaar of langer) als de waarde van MTT-bodem en MTT-grondwater dus in sterke mate de uiteindelijke kritische emissiewaarde bepalen. In de meeste gevallen zou de keuze voor een langere tijdsperiode leiden tot strengere kritische emissiewaarden (uitzonderingen daarop vormen vooral de goed oplosbare zouten).

Volgende pagina:

*Figuur 5.5 Doorbraakcurven (links) en concentratieprofielen in de vaste fase (rechts) voor Cu, As en Sn na 1000 jaar. De resultaten zijn weergegeven voor zand-, veen- en kleibodem op basis van speciatieberekeningen en ter vergelijking curven op basis van de hoge, gemiddelde en lage Kd-waarden zoals gebruikt in systeem 4A. De doorbraakcurven zijn berekend op basis van de gemiddelde concentratie in het grondwater tussen 1 en 2 meter diepte. Bij de doorbraakcurven zijn tevens de uitloog-brontermen weergegeven. Tevens zijn in alle figuren de MTT-waarden weergegeven: MTT-GW = MTT grondwater; MTT-B = MTT bodem. NB. De brontermen van 4A en 4B zijn verschillend en zijn gebaseerd op de respectievelijke emissiewaarden uit paragraaf 5.3*



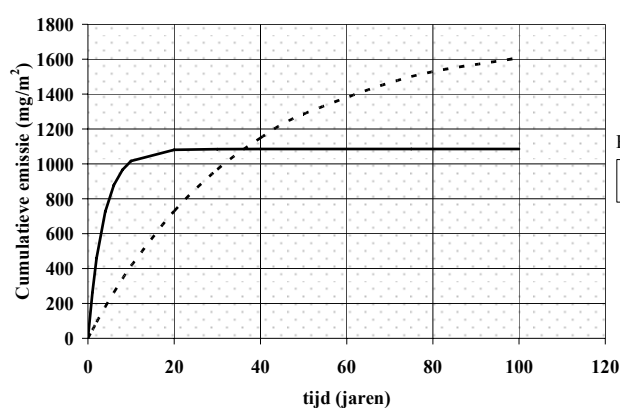
## 5.4.3 Invloed kappa en toepassingshoogte

### 5.4.3.1 Emissie uit een werk

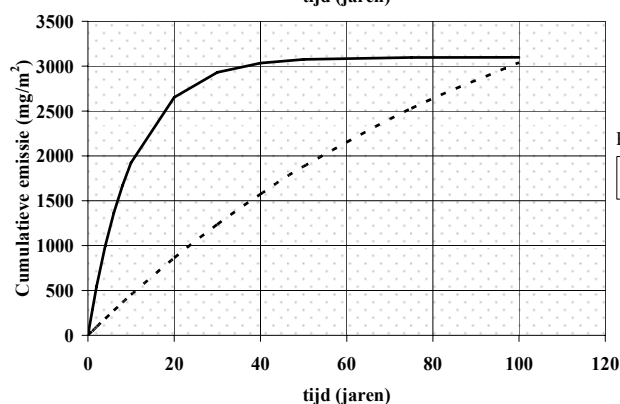
Kappa en de toepassingshoogte van een bouwstof bepalen de immissie en dus de uitloogsnelheid en de uitputting van de bouwstof. Uit Vergelijking 8 (pagina 3) blijkt dat het in feite de verhouding tussen kappa en de toepassingshoogte is die de bodembelasting bepaalt.

De verdeling van die emissie in de tijd kan zeer verschillen (zie Figuur 5.6). In het algemeen kan gesteld worden dat een hogere kappa leidt tot snellere uitputting van de bouwstof, dus meer emissie in de beginfase. Met grotere kappa's of kleinere toepassingshoogtes ligt het zwaartepunt van de emissie in de eerste jaren en uitputting treedt na tien(tallen) jaren op.

Bij lagere kappa's en grotere toepassingshoogtes is de immissie gedurende 100 jaar veel gelijkmatiger en is de bouwstof (het werk) na 100 jaar nog niet uitgeput. Voor het uiteindelijke gedrag van deze geëmitteerde stoffen in de bodem en het eventueel bereiken van het grondwater binnen een periode van 100 jaar heeft dit grote consequenties. Een vroege immissie naar de bodem leidt tot hogere concentraties in het grondwater dan een meer geleidelijke immissie over een langere periode. Aangezien de meeste componenten er tientallen tot honderden jaren over doen om het grondwater te bereiken, heeft een late immissie voor die immobiele stoffen binnen de rekestijd van 100 jaar tot gevolg dat die componenten het grondwater nog niet hebben kunnen bereiken.



A. Toepassingshoogte 0.7m



B. Toepassingshoogte 2 m

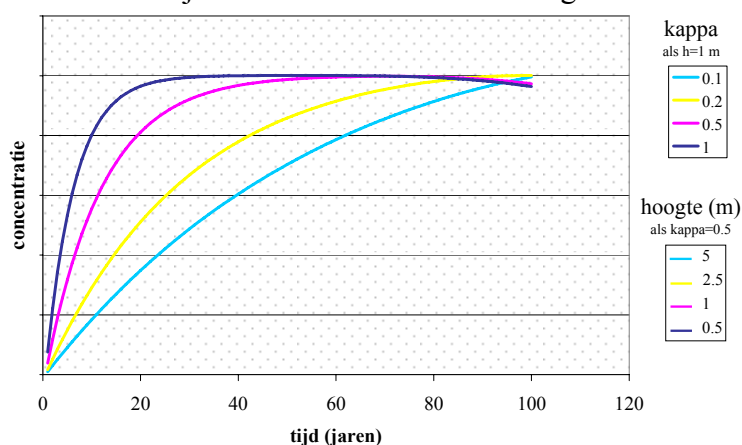
Figuur 5.6 Invloed van kappa en toepassingshoogte op de cumulatieve immissie van componenten uit bouwstoffen over een periode van 100 jaar, bij een emissie in de uitloogtest van 1 mg/kg. Bij toepassingshoogtes van A. 0.7 m en B. 2 m

### 5.4.3.2 Concentraties in bodem en grondwater

Het patroon van immissie in de tijd uit een bouwstof naar de bodem heeft invloed op concentraties die in het grondwater terecht komen. In Figuur 5.7 en Figuur 5.8 zijn zowel de effecten van kappa als van toepassingshoogte op concentraties in bodem en grondwater aangegeven. De figuren bevatten twee legenda's; één voor de invloed van kappa en één voor de invloed van de toepassingshoogte. Dit komt doordat de uitloogsnelheid een functie is van  $\frac{\kappa}{h}$ , (zie Vergelijking 8, pagina 3).

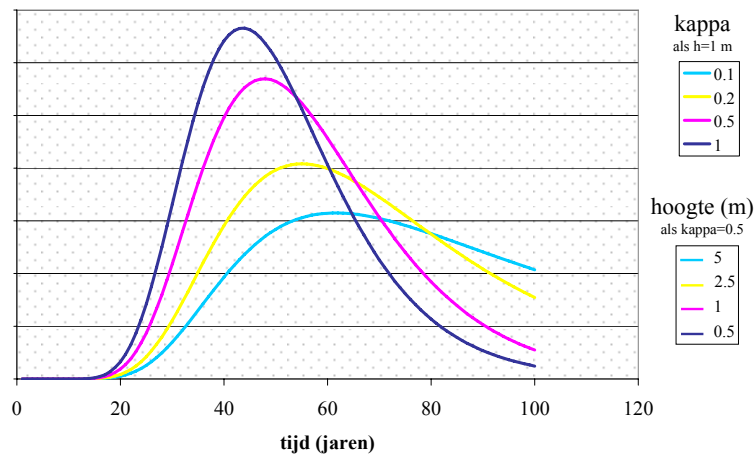
Op de y-assen is geen getal aangegeven omdat de hoogte van de concentratie in bodem en grondwater afhangt van de totale immissie.

In Figuur 5.7 en Figuur 5.8 is de totale immissie over 100 jaar voor alle curven gelijk. Desondanks zijn concentraties in bodem en grondwater verschillend.



Figuur 5.7 Invloed van kappa op concentraties van uitgeloopte componenten in de bodem gemiddeld over de bovenste meter. Niet-vormgegeven bouwstof met open toepassing, voor een component met  $K_p=100$  L/kg. Cirkel = eindpunt bodem100<sub>eind</sub>

Omdat bij een hogere kappa of een lagere toepassingshoogte de immissie relatief sneller verloopt zal de opbouw van concentraties in de bodem sneller verlopen, uitgaande van eenzelfde totale immissie over 100 jaar. Als het eindpunt bodem100<sub>eind</sub> (zie cirkel in Figuur 5.7) gekozen wordt is de invloed van kappa en toepassingshoogte zeer gering. Dit geldt vooral voor componenten met een adsorptiecoëfficiënt van 100 L/kg. Voor mobiele componenten ziet het concentratiepatroon er meer uit zoals is getoond in Figuur 5.8. Concentraties na 100 jaar zijn dan hoger naarmate toepassingshoogte hoger was, of kappa lager.



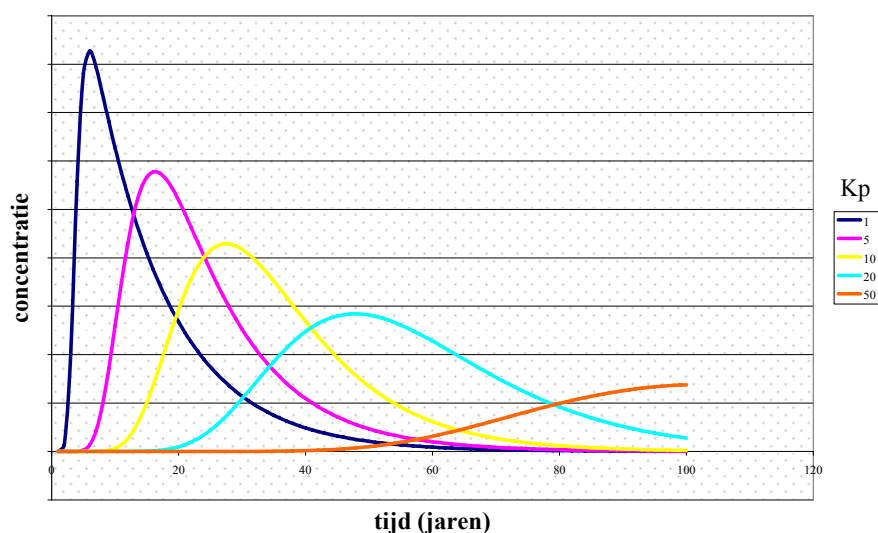
*Figuur 5.8 Invloed van kappa en toepassingshoogte op concentraties van uitgeloopte componenten in de bovenste meter van het grondwater. Niet-vormgegeven bouwstoffen met open toepassing, element met  $K_p=20$  L/kg*

Voor het grondwater wordt gekeken naar maximumconcentraties in het grondwater. De invloed van kappa en toepassingshoogte is eenduidig. Bij gelijkblijvende totale emissie zijn concentraties in het grondwater hoger bij lagere toepassingshoogte en hogere kappa. Omdat bij lagere toepassingshoogte en hogere kappa de emissie binnen een kortere tijd plaatsvindt, hebben geëmitteerde stoffen meer tijd gehad voor transport naar het grondwater en zijn de concentraties hoger. De hiervan afgeleide emissiewaarden zijn dan lager. De gevolgen hiervan voor de immissiewaarden wordt getoond in paragraaf 5.4.4.1

## 5.4.4 Invloed van bindingseigenschappen van de bodem

### 5.4.4.1 Invloed onzekerheid adsorptiecoëfficiënt systeem 4A

De adsorptiecoëfficiënt is van grote invloed op het tijdstip van doorbraak van stoffen naar het grondwater en op de concentraties en duur van de beïnvloeding van het grondwater. Dit wordt zichtbaar in Figuur 5.9. In combinatie met de tijdschaal die in beschouwing wordt genomen (20 of 1 jaar) is dit bepalend voor de uiteindelijke immissienorm.



*Figuur 5.9 Invloed van de adsorptiecoëfficiënt (L/kg) op het concentratieverloop in het grondwater, toepassingshoogte 1 m, kappa= 0.5, niet-vormgegeven bouwstoffen, open toepassing*

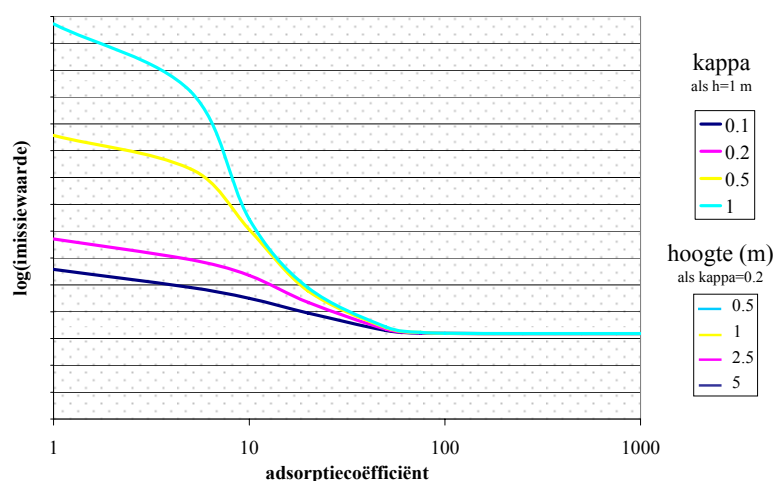
Te zien is dat componenten met een lagere adsorptiecoëfficiënt (bijvoorbeeld  $K_p = 10$  L/kg) hogere maximumconcentraties in het grondwater bereiken, die bovendien al in een vroeg stadium worden bereikt. De concentraties in het grondwater nemen ook sneller weer af. Een component met een adsorptiecoëfficiënt van  $\leq 50$  L/kg bereikt zijn piekconcentraties nog binnen een periode van 100 jaar. In het algemeen kan gesteld worden dat bij toenemende adsorptiecoëfficiënten de maximumconcentratie (*GW1*) en het maximum voortschrijdend gemiddelde (*GW20*) afnemen. Effecten van adsorptie op uitspoeling komen het duidelijkst naar voren bij beschouwing van de maximumconcentratie (*GW1*) in het grondwater.

In de voorgaande paragrafen zijn de afzonderlijke effecten van de uitloogsnelheid ( $k=f(\kappa, h)$ ) en de adsorptiecoëfficiënt op concentraties in bodem en grondwater uiteengezet. Deze twee factoren samen bepalen uiteindelijk, samen met het gekozen beschermingsniveau

(streefwaarde, MTT) de immissiewaarde. De gecombineerde invloed van de uitloogsnelheid en de adsorptiecoëfficiënt is weergegeven in Figuur 5.10 en Figuur 5.11.

Allereerst beschouwen we de gevoeligheid van de kritische immissiewaarden afgeleid van concentraties in de bodem. Vervolgens beschouwen we de gevoeligheid van de kritische immissiewaarden afgeleid van concentraties in het grondwater. Ten slotte beschouwen we de gevoeligheid van de kritische immissiewaarden afgeleid van concentraties in de bodem.

De y-as geeft het logaritme van de immissiewaarde weer als functie van de adsorptiecoëfficiënt (ook op een log-schaal). Getallen zijn op de y-as niet ingevuld, omdat de precieze hoogte van de immissiewaarde afhankelijk is van het bodem- of grondwatercriterium dat er aan ten grondslag ligt. In deze paragraaf gaat het om effecten van kappa, toepassingshoogte en adsorptiecoëfficiënt. Hiermee kan ook een indruk worden verkregen van de robuustheid of gevoeligheid van de berekende immissiewaarden. De immissiewaarden voor de diverse componenten zijn gegeven in paragraaf 5.3.



*Figuur 5.10 Invloed van de bronterm (als functie van kappa en toepassingshoogte) op maximale immissiewaarden afgeleid voor de bodem. Niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing. Adsorptiecoëfficiënt in L/kg. Eindpunt = bodem100<sub>eind</sub>*

In Figuur 5.10 is voor bodem een aantal effecten waarneembaar:

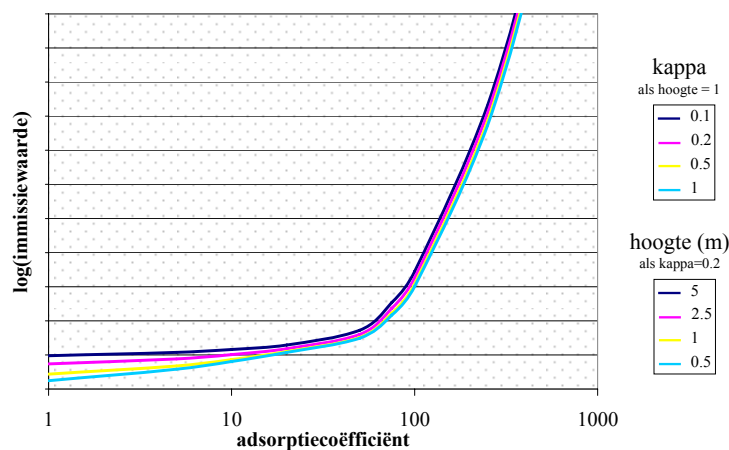
- Bij lage adsorptie is de immissiewaarde hoger dan bij hogere adsorptie;
- Bij adsorptiecoëfficiënt > 50 L/kg heeft de immissiewaarde zijn laagste en relatief constante waarde bereikt;
- Het effect van de bronterm (als functie van kappa en toepassingshoogte) is alleen waarneembaar voor stoffen met een lage adsorptiecoëfficiënt (< 50 L/kg). Deze effecten zijn echter niet of nauwelijks relevant.

Het traject waar effecten van de bronterm waarneembaar zijn, ligt bij lagere Kp-waarden (< 50 L/kg). Voor componenten met dergelijk lage Kp wordt de kritische emissiewaarde bepaald door het grondwater. De hogere immissiewaarden bij Kp < 50 L/kg zijn het gevolg van het feit dat een deel van de componenten de bodem al heeft verlaten (is al in het grondwater terechtgekomen) en telt daar niet meer mee voor het afleiden van immissiewaarden op basis van bodemkwaliteitscriteria. Concentraties in de bodem zijn dan relatief laag en dat leidt tot relatief hoge emissiewaarden.

Het feit dat voor componenten met  $K_p > 50$  L/kg de immissiewaarde constant blijft, is te wijten aan het feit dat er in die gevallen geen significante afvoer van componenten naar het grondwater heeft plaatsgevonden. De volledige uitgeloopte vracht is nog in de bovenste meter van het bodemprofiel aanwezig. Waar die componenten zich in het bodemprofiel bevinden, doet er voor de afgeleide emissiewaarden niet toe, omdat de gemiddelde concentratie als uitgangspunt dient.

In het grondwater (Figuur 5.11) is er wel een effect van de bronterm over het hele traject van adsorptiecoëfficiënten. Het effect beperkt zich tot maximaal een factor 10. De volgende effecten zijn waarneembaar voor immissiewaarden afgeleid voor het grondwater.

- Immissiewaarden zijn laag bij lage  $K_p$ 's en nemen slechts geleidelijk toe tot adsorptiecoëfficiënt van 50 L/kg;
- Bij  $K_p > 50$  L/kg nemen de immissiewaarden exponentieel toe;
- Grotere toepassingshoogtes gaan gepaard met grotere immissiewaarden;
- Kleinere  $\kappa$ 's gaan gepaard met grotere immissiewaarden.

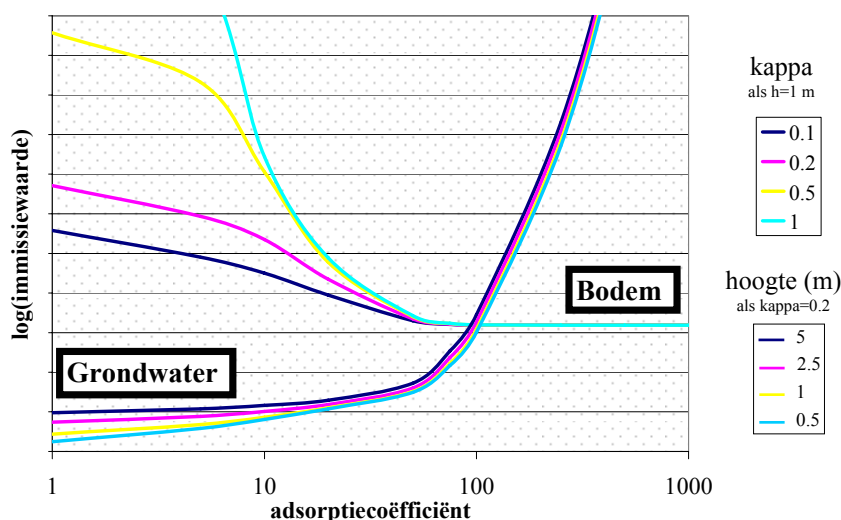


*Figuur 5.11 Invloed van adsorptie (L/kg), kappa en toepassingshoogte op berekende kritische immissiewaarden in het grondwater (op basis van GW1). Niet-vormgegeven bouwstoffen in een open toepassing*

Kappa en toepassingshoogte hebben in grondwater een tegengesteld effect als in de bodem. Bij groter toepassingshoogte of kleinere kappa is de immissie van stoffen naar de bodem geleidelijker, de belasting van het grondwater zal hierdoor vertragen en verlaagd worden.

De uiteindelijke immissiewaarde is één getal dat beschermend moet zijn voor bodem én grondwater. Dat moet dan de laagste zijn van bodem en grondwaterwaarden. Bij lage adsorptiecoëfficiënten zal dat bepaald zijn door concentraties in het grondwater, bij hoge adsorptiecoëfficiënt door concentraties in de bodem. Waar dat omslagpunt ligt tussen bodem en grondwater als meest kritische compartiment is te zien in Figuur 5.12, waarin de vorige twee figuren zijn gecombineerd.





Figuur 5.12 Immissiewaarden voor bodem en grondwater afhankelijk van de adsorptiecoëfficiënt voor niet-vormgegeven bouwstoffen in een open toepassing. Het bodemkwaliteitscriterium is hier gesteld op 1 mg/kg en het grondwaterkwaliteitscriterium op 100  $\mu\text{g/L}$

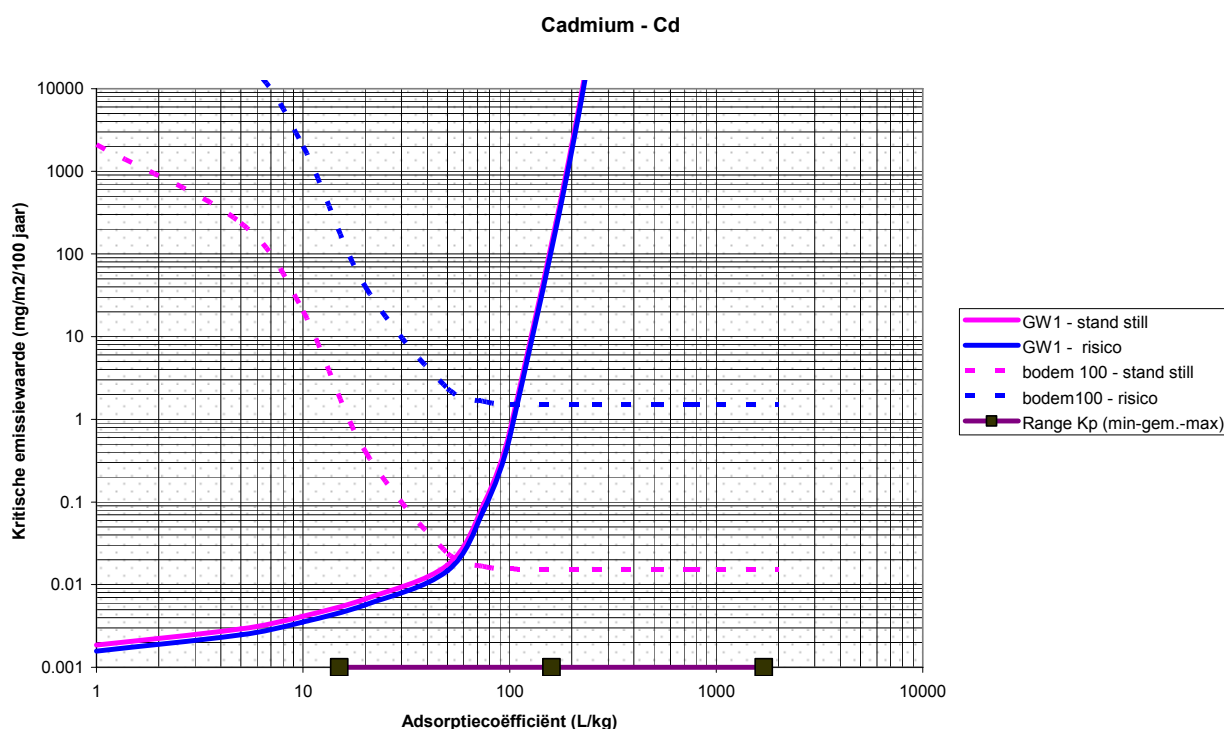
De hoogte van de lijnen, en dus de ligging van het snijpunt van bodem- en grondwatercurven is afhankelijk van de hoogte van bodem- en grondwaterkwaliteitscriteria. In deze figuur zijn ze beide 1 (mg/kg resp.  $\mu\text{g/L}$ ). Is het bodemcriterium bijvoorbeeld een factor 10 kleiner en het grondwatercriterium een factor 10 groter, dan schuiven de bodem lijnen één log-schaal naar beneden en de grondwaterlijnen één log-schaal omhoog.

De lijnen (immissiewaarden) aangeduid met 'bodem' zijn tot stand gekomen door het vergelijken van berekende concentraties in de bodem met 1% van de streefwaarde voor bodem. De lijnen (immissiewaarden) aangeduid met 'grondwater' zijn tot stand gekomen door het vergelijken van berekende concentraties in de bodem met de streefwaarde voor het grondwater. Bij het vaststellen van de uiteindelijke immissiewaarde, die beschermend moet zijn voor bodem én grondwater, wordt de laagste van de twee waarden geselecteerd bij een bepaalde adsorptiecoëfficiënt.

Kijkend naar de laagste lijnen is te zien dat tot een bepaalde adsorptiecoëfficiënt (in deze figuur ongeveer tot  $K_p=100$  L/kg, de curve afgeleid voor het grondwater bepalend is voor de immissiewaarde. Voor de mobiele stoffen, met hogere  $K_p$  wordt de immissiewaarde bepaald door bodemkwaliteitscriteria. De invloed van  $\kappa$  op deze laagste curven is bijzonder klein. Bij  $K_p$ 's  $<100$  is wel een effect op immissiewaarden voor de bodem zichtbaar, maar bodem is daar niet van belang voor het vaststellen van de immissiewaarde. Bij hogere  $K_p$ 's is wel een effect op de immissiewaarden voor het grondwater afgeleid, maar daar worden juist de bodem-immissienormen doorslaggevend.

De adsorptiecoëfficiënt is van grote invloed op de immissiewaarden voor de afzonderlijke compartimenten. Lage immissiewaarden worden gevonden voor het grondwater voor mobiele en matig mobiele stoffen. Zeer hoge immissiewaarden voor het grondwater worden gevonden voor mobiele stoffen. Voor de bodem is dat precies andersom. Dat is logisch te verklaren. Voor mobiele stoffen gelden hoge immissiewaarden in de bodem. Men kan de bodem zwaar belasten, omdat deze stoffen zich niet in de bodem ophopen vanwege hun mobiele karakter. Dit komt ook tot uitdrukking in de lage immissiewaarden voor het grondwater. Doordat er relatief weinig stof in de bodem wordt vastgehouden, kan bij een vrij lage immissie al overschrijding van grondwatercriteria plaatsvinden.

Voor alle componenten is de gevoeligheid van de uiteindelijke emissiewaarde voor de adsorptiecoëfficiënt weergegeven in Bijlage 8. Als voorbeeld wordt hier toegelicht de gevoeligheid van de emissiewaarde van cadmium, berekend voor een toepassingshoogte van 0.5 m.



Figuur 5.13 Gevoeligheid van de kritische emissiewaarde van cadmium voor de adsorptiecoëfficiënt en het milieukwaliteitscriterium

In Figuur 5.13 zijn de berekende emissiewaarden aangegeven, afgeleid voor de bodem (stippellijnen) en het grondwater (doorgetrokken lijn). Daarnaast is aangegeven (op de x-as) wat de range aan adsorptiecoëfficiënten is die men in de praktijk kan aantreffen. Bovendien wordt getoond hoe de kritische emissiewaarde verloopt als men uitgaat van een *stand still*-benadering, of van een risicobenadering.

De range aan adsorptiecoëfficiënten van cadmium geeft aan dat de mobiliteit van cadmium, afhankelijk van lokale omstandigheden, kan variëren van mobiel tot immobiel. Bij lagere adsorptiecoëfficiënten (<60 L/kg voor *stand still*, <100L/kg voor de risicobenadering) is grondwater het compartiment dat bepalend is voor de emissiewaarde. Boven deze adsorptiecoëfficiënten is bodem het meest kritische compartiment.

Het verschijnsel dat de range aan adsorptiecoëfficiënten ertoe leidt dat zowel grondwater als bodem kritisch kan zijn, is voor meer componenten waarneembaar. Dat geldt dat voor: antimoon, cadmium, koper, kobalt, nikkel, vanadium (alleen bij de risicobenadering) en zink.

De hoogste kritische emissiewaarde voor het bodem-grondwatersysteem wordt gevonden bij het snijpunt van bodem- en grondwaterlijnen. De range aan emissiewaarden is een gevolg van variabiliteit in bindingseigenschappen van bodems (Tabel 5.5). De laagste waarde is de kritische emissiewaarde die een generiek beschermingsniveau biedt. Indien bouwstoffen niet aan die lage waarde voldoen, wil dat niet zeggen dat er overal in Nederland bodem- of grondwatercriteria zullen worden overschreden. Er zijn echter gebieden waar dan problemen kunnen ontstaan, bijvoorbeeld met betrekking tot de uitspoeling naar het grondwater in

zandgronden of accumulatie in kleigronden. Bij overschrijding van het hoogste getal zijn er naar verwachting geen gebieden waar de betreffende bouwstof nog veilig kan worden toegepast. Het identificeren van deze kwetsbare gebieden lag buiten de scope van deze studie.

*Tabel 5.5 Emissiewaarden (mg/kg) bij een range aan adsorptiecoëfficiënten berekend met systeem 4A, uitgaande van de risicobenadering, gebaseerd op GW1 en Bodem100<sub>eind</sub>*

	Emissiewaarde
Antimoon	0.07 - 0.4
Arseen	0.5
Barium	290
Cadmium	0.005 - 2
Chroom	0.7
Cobalt	0.06 - 4
Koper	0.03 - 6
Kwik	3
Lood	91
Molybdeen	75
Nikkel	0.07 - 0.5
Seleen	0.2
Tin	43
Vanadium	0.7 - 0.9
Zink	0.08 - 30
Bromide	24 - 99
Chloride	484 - 519
Fluoride	374 - 4.3E+09
Sulfaat	636 - 1296
Cyaniden (vrij)	0.002 - 0.003
Cyaniden (complex)	0.001 - 0.002

Er zijn ook componenten waarvan de gehele range van adsorptiecoëfficiënten onder de noemer mobiel valt. Onzekerheid omtrent de precieze waarde van de adsorptiecoëfficiënt doet er dan niet veel meer toe. De emissiewaarde wordt dan bepaald door kritische concentraties in het grondwater. Dit geldt voor bromide, chloride, sulfaat en cyaniden.

Voor sommige andere componenten is de gehele range van adsorptiecoëfficiënten onder de noemer immobiel te brengen. Emissiewaarden worden dan bepaald door kritische concentraties in de bodem. Onzekerheid omtrent de precieze waarde van de adsorptiecoëfficiënt doet er dan niet meer toe. Dit geldt voor arseen, barium, chroom, kwik, lood, molybdeen, seleen, tin, vanadium (alleen bij de *stand still*-benadering) en fluoride.

Voor de mobiele én de immobiele componenten worden de kritische immissiewaarden dan voornamelijk bepaald door randvoorwaarden in het systeem (zoals de gekozen eindpunten, toetsdiepte en tijdraam), uitvoeringsaspecten (toepassingshoogte) en de veronderstelde infiltratie van water.

De mobiliteit of immobiliteit geldt gegeven de omstandigheden van normale zuurgraad en aërobe omstandigheden in de bodem. Onder afwijkende omstandigheden, zoals een extreem lage redoxpotentiaal of extreem hoge pH, treden processen op die hier niet zijn beschouwd en die kunnen leiden tot een wezenlijk hogere of lagere mobiliteit.

#### 5.4.4.2 Invloed bodemtype op speciatie, systeem 4B

Op basis van de iteratieve aanpak zoals beschreven in paragraaf 4.5.7 is voor alle stoffen een maximale emissiewaarde afgeleid met ORCHESTRA. Uitgangspunt hierbij vormde een open toepassing met een hoogte van 0.5 meter. De uitgerekenen waarden zijn weergegeven in Tabel 5.6. In de tabel is per stof weergegeven welk compartiment bepalend is geweest voor de afgeleide maximale emissiewaarde.

*Tabel 5.6 Emissiewaarden volgens de risicobenadering (MTT) (mg/kg bij L/S = 10) voor niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing van 0.5 m hoogte, op basis van ORCHESTRA berekeningen. Schuin: grondwater is meest kritische compartiment. Vet: bodem is meest kritische compartiment. Tevens is weergegeven welke grondsoort bepalend is voor de emissiewaarde*

Stof	$E_{L/S=10}$ (mg/kg)	Kritische grondsoort
Sb	0.03	veen
As	<b>0.5</b>	<b>zand+klei<sup>&amp;</sup></b>
Ba	1.6	zand
Cd	0.3	zand
Cr	<b>0.6</b>	<b>zand+klei<sup>&amp;</sup></b>
Co	0.5	zand
Cu	3.4	zand
Hg	0.8	zand
Pb	<b>77</b>	<b>zand+klei<sup>&amp;</sup></b>
Mo	<b>64</b>	<b>zand+klei<sup>&amp;</sup></b>
Ni	<b>0.4</b>	<b>zand+klei<sup>&amp;</sup></b>
Se	<b>0.2</b>	<b>zand+klei<sup>&amp;</sup></b>
Sn	<b>39</b>	<b>zand+klei<sup>&amp;</sup></b>
V	<b>0.8</b>	<b>zand+klei<sup>&amp;</sup></b>
Zn	5.5	zand
CN-vrij <sup>*#</sup>	0.004	veen
Br <sup>#</sup>	24	zand
Cl <sup>#</sup>	480	zand
F <sup>#</sup>	9.4	klei
SO <sub>4</sub> <sup>2-#</sup>	640	klei

\*N.B. Er is geen onderscheid gemaakt tussen CN-vrij en CN-totaal omdat daar er geen mechanistische bindingsparameters beschikbaar zijn voor complex gebonden CN.

<sup>#</sup>Voor deze stoffen is geen MTT-bodem gedefinieerd en is daarom geen bodemcriterium gehanteerd bij de afleiding van de maximale emissiewaarden.

<sup>&</sup>Voor deze stoffen waarbij de MTT-bodem maatgevend is, zijn de emissiewaarden gebaseerd op de zand- en kleigrond, die een vergelijkbare dichtheid hebben. Vanwege de sterk afwijkende (lage) dichtheid van de veengrond zijn de kritische emissiewaarden voor deze stoffen niet gebaseerd op deze grondsoort. Zou dat wel zijn gedaan, dan zouden deze emissiewaarden ongeveer een factor 2 lager uitkomen.

## 6 Discussie

De in dit rapport gepresenteerde emissiewaarden voor bouwstoffen zijn een resultante van diverse keuzes, aannames, rekenmodellen en invoerparameters. In dit hoofdstuk worden de belangrijkste aspecten op een rijtje gezet en besproken om een idee te krijgen hoe beschermend de emissiewaarden zijn (zie paragraaf 6.4). Hierbij wordt ingegaan op keuzes met betrekking tot de milieukwaliteitscriteria in paragraaf 6.1 en de rekenmodellen in paragraaf 6.2. Daarnaast wordt de voorkeursvariant van VROM (risicobenadering voor niet-vormgegeven bouwstoffen met toepassingshoogte van 0.5 m) vergeleken met de waarden uit het Bouwstoffenbesluit (1999).

### 6.1 Milieukwaliteitscriteria

#### *Stand still-benadering*

Er is gekozen om voor de bodem *stand still* in te vullen als een maximale toename van 1% ten opzichte van de streefwaarde; dit in aansluiting op de huidige getalsmatige invulling. Deze benadering zou echter ook op een ruimhartiger manier geoperationaliseerd kunnen worden. Voor een aantal stoffen is dit in het Bouwstoffenbesluit in feite ook al gedaan doordat bij de kritische immissiewaarde de term *a* wordt opgeteld. Ook in de vrijstellingsregeling worden deze waarden bereikt. In een advies 'Bagger en bodem' adviseert de TCB (2004) om 'bij het inpassen van bagger in een bodembeheerplan (...) *stand still* consequent toe te passen, maar dit bij het hanteren van vergelijkbare kwaliteit tussen bagger en bovengrond getalsmatig soepel in te vullen' (TCB, 2004). In een verdere uitwerking van het project 'Bagger en Bodem' is voor de invulling van *stand still* gekozen voor 20% van de streefwaarde (Posthuma, 2005). Deze hogere percentages worden gerechtvaardigd doordat grond en bagger materialen zijn die reeds onderdeel uitmaken van het milieu, zij worden slechts verplaatst. Bouwstoffen daarentegen worden bewust in het milieu gebracht. Desondanks blijft het een arbitraire keuze die een relatie blijft houden met de onderbouwing van de streefwaarden bodem. Voor kritische emissiewaarden die zijn afgeleid van het compartiment bodem betekent een verhoging van dat percentage van 1% naar 10% ook een verhoging van de kritische emissiewaarde met een factor 10, uitgaande van de adsorptieberekeningen volgens systeem 4A. Voor de speciatieberekeningen (systeem 4B) ligt dat wat genuanceerder, omdat de binding aan de bodem concentratieafhankelijk is. Echter ook voor de speciatieberekeningen geldt dat het gekozen niveau van het milieukwaliteitscriterium van grote invloed is op de berekende emissiewaarde.

#### *Risicobenadering*

Voor sommige stoffen is de MTT beter onderbouwd dan voor andere stoffen. In Tabel 6.1 (en meer uitgebreid in Bijlage B1.2) is aangegeven of de risicogrens voor bodem gebaseerd is op:

- Statistische HC5-waarde op basis van verdeling van bodemtoxiciteitsgegevens (a),
- Veiligheidsfactor \* laagste waarde van bodemtoxiciteitsgegevens (b) of
- Aquatische toxiciteitsgegevens waarop evenwichtspartitie is toegepast (c).

Ook voor de risicogrens voor water is aangegeven of deze gebaseerd is op:

- Statistische HC5-waarde op basis van verdeling van watertoxiciteitsgegevens (a) of
- veiligheidsfactor \* laagste waarde van watertoxiciteitsgegevens (b).

Tabel 6.1 Risicogrenzen en hun onderbouwing. A:HC5, B: Laagste waarde\*veiligheidsfactor, C: Aquatische MTT omgerekend via evenwichtspartitie

Referentie		Grondwater		Bodem	
		MTT	basis	MTT	basis
		µg/L		mg/kg	
Antimoon	Sb	6.2	B	0.53	C
Arseen	As	24	A	0.9	B
Barium	Ba	29	B	180	A
Cadmium	Cd	0.34	A	0.79	A
Chroom	Cr	8.7	A	0.38	B
Kobalt	Co	3	A	2.4	B
Koper	Cu	1.1	A	3.4	A
Kwik	Hg	0.23	A	1.9	A
Lood	Pb	11	A	55	A
Molybdeen	Mo	29	B	39	A
Nikkel	Ni	1.9	A	0.26	B
Seleen	Se	5.3	B	0.11	C
Tin	Sn	20	B	34	C
Vanadium	V	3.5	B	1.1	C
Zink	Zn	6.6	A	16	A
Cyaniden (vrij)		0.23	A		
Cyaniden (complex)		0.13	B		
Thiocyanates (som)		3.6	B	6.2	B
Bromide	Br <sup>-</sup>	8000	-		
Chloride	Cl <sup>-</sup>	200000	-		
Fluoride	F <sup>-</sup>	1500	-		
Sulfaat	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	100000	-		

De zekerheid van de risicogrenzen neemt af in de volgorde a>b>c. Wanneer meer toxiciteitsgegevens beschikbaar zouden komen, bestaat de kans dat de MTT's hoger zullen worden. De veiligheidsfactor wordt dan kleiner. Wanneer deze informatie gecombineerd wordt met het bepalende criterium (voor bodem of grondwater), kunnen de volgende conclusies worden getrokken. Een goede onderbouwing (a) is aanwezig voor Cd, Co, Cu, Hg, Pb, Mo, Ni, Zn, CN-vrij. Een iets minder zekere onderbouwing (b) is er voor Sb, As (wel voor 'soorten'), Cr (wel a voor 'soorten'), V en CN-complex. Een vrij onzekere onderbouwing (c) is er voor Se en Sn. In 2005 zijn voor deze laatste 2 stoffen nieuwe data verzameld en risicogrenzen afgeleid volgens de Europese systematiek, waardoor ze in zekerheidsklasse b vallen (Van Vlaardingen et al., 2005). Deze risicogrenzen blijken wel aanmerkelijk lager te liggen dan de in de berekeningen gebruikte waarden. Aanbevolen wordt, met name voor de stoffen waarvoor een b of c in de tabellen is opgenomen, in de toekomst aanvullende toxicologische informatie te gaan verzamelen om deze onzekerheden te gaan verkleinen.

#### Term a

In paragraaf 2.5 is ingegaan op het huidige gebruik van de term a (uitloging uit natuurgronden) en de rol die deze term speelt in de huidige onderbouwing van de emissiewaarden. Daar is aangegeven dat het optellen van deze term bij een emissiewaarde met een milieuhygiënische grondslag op basis van toegevoegde gehalten niet goed uitlegbaar is. Daarom is deze waarde niet meegenomen bij de uitwerking. Gesteld kan worden dat de uitloging van schone grond als een maatschappelijk geaccepteerd risico wordt beschouwd. Beleidsmatig kan daarom de emissie uit een bepaalde laagdikte schone grond als ondergrens voor de kritische emissiewaarde van bouwstoffen worden gezien. Dit is een ander gebruik van term a dan in het verleden. Wanneer dit principebesluit is genomen, moet wel de vraag

worden beantwoord hoe dik die bodemlaag dan is en welke gegevens hiervoor worden gebruikt. Wanneer data van bovengronden worden gebruikt (zoals nu de bovenste laag van 0-10 cm uit relatief zure gronden), is het niet voor de hand liggend om de minimale emissiewaarden af te leiden van een toepassingsdikte van 10 m. Dit zou dan hooguit enkele decimeters kunnen zijn. Uit Tabel 6.2 blijkt dat bij open toepassingen met een hoogte van 0.5 m de term a voor een aantal componenten groter is dan de afgeleide kritische emissiewaarde. Dit zou moeten betekenen dat ook in het grondwater de MTT mogelijk reeds wordt overschreden. Wanneer we de MTT-grondwater vergelijken met de achtergrondgehalten in diep grondwater (90-percentiel) volgens INS (Crommentuijn et al., 1997) en met meer recente meetgegevens (Fraters, 2001), blijkt dit inderdaad voor een aantal componenten het geval te zijn (Ba, Cu, Ni en Zn; zie Tabel 6.2). Dit betekent dat het niet vreemd is dat voor deze componenten de term a groter is dan de afgeleide kritische emissiewaarde.

*Tabel 6.2 Verhouding tussen MTT-grondwater en achtergrondgehalten voor diep grondwater volgens Crommentuijn (1997), en gemeten achtergrondgehalten in diep grondwater volgens Fraters (2001). Vet: MTT is kleiner dan achtergrondgehalte*

component	Achtergrondconcentratie grondwater (Cb <sub>diep</sub> µg/l) (Crommentuijn 1997)	Achtergrondconcentratie diep grondwater (AC diep, µg/l) (Fraters, 2001)	MTTgw/ Cb diep (Crommentuijn 1997)	MTTgw/ AC diep (Fraters, 2001)
Antimoon	0.09	0.16	69	39
Arseen	7.0	5.4	3.4	4.4
Barium	200	160/990	<b>0.15</b>	<b>0.18/ 0.03<sup>1</sup></b>
Cadmium	0.06	0.05	5.7	6.8
ChroomIII	2.4	3.2	3.6	2.7
Kobalt	0.6	0.7	5.0	4.3
Koper	1.3	<0.63	<b>0.85</b>	>1.8
Kwik	-	0.05	-	4.6
Lood		1.3	6.9	8.5
Molybdeen	0.7	1.6	41	18
Nikkel	2.1	8.8	<b>0.90</b>	<b>0.22/ 2<sup>1</sup></b>
Seleen	0.02	0.06	265	88
Tin	<2	<2	>10	>10
Vanadium	1.2	2.7	2.9	1.3
Zink	24	26	<b>0.3</b>	<b>0.3</b>

<sup>1</sup>resp. zand en klei en veen

## 6.2 Systeembenadering en modellering bodem en grondwater

In dit rapport zijn twee nieuwe systeembenaderingen voor bodem en grondwater uitgewerkt. Het belangrijkste verschil met de systeembenadering uit het Bouwstoffenbesluit is dat bodem en grondwater integraal zijn benaderd door een transportmodel voor de bodem te gebruiken.

Vertrekpunt vormde een systeembenadering waarin binding van componenten wordt beschreven door lineaire evenwichtsadsorptie. Met deze systeembenadering (systeem 4A) zijn verschillende varianten doorgerekend. Varianten zijn afgeleid van uitvoeringsaspecten (toepassingshoogte, al dan niet geïsoleerd, vormgegeven of niet-vormgegeven), milieukwaliteitscriteria, tijdraam en toetsdiepte. Hieruit is in overleg met VROM voor niet-vormgegeven bouwstoffen in een open toepassing een voorkeursvariant voortgekomen uitgaande van MTT's in bodem en grondwater en gebaseerd op een toepassingshoogte van 0.5 m. Bovendien is in deze variant de keuze gemaakt voor een middeling van concentraties in bodem en grondwater over de bovenste meter en een tijdraam van 100 jaar. Zoals hieronder nader zal worden toegelicht, zijn zowel het gekozen tijdraam van 100 jaar als de middeling van de concentraties in bodem en grondwater over de bovenste meter, zeer bepalend voor de afgeleide kritische emissiewaarden.

Voor de voorkeursvariant voor niet-vormgegeven bouwstoffen is onderzocht wat het effect is van speciatie en competitie op de kritische emissiewaarden (systeem 4B). Dit is gedaan, omdat er bij de emissies van componenten uit bouwstoffen processen optreden die de binding aan de bodem beïnvloeden waarmee in systeem 4A niet expliciet rekening is gehouden. Onderlinge interacties tussen componenten die uitlogen uit bouwstoffen of al aanwezig zijn in de bodem (DOC) kunnen leiden tot zowel verhoogde mobiliteit (competitie om bindingsplaatsen, complexatie) als verlaagde mobiliteit (neerslagvorming).

Hoewel de hydrologie in systeem 4A en 4B anders wordt berekend, is geconstateerd dat dit niet leidt tot noemenswaardige verschillen in de transportsnelheid van water door de bodem. De geconstateerde verschillen tussen concentraties van componenten in bodem en grondwater en de daarvan afgeleide emissiewaarden zijn dus een gevolg van verschillen in de beschrijving van de chemische binding van deze componenten in de bodem.

### ***Overeenkomsten en verschillen in emissiewaarden tussen systeem 4A en 4B***

#### *Overeenkomsten*

Voor componenten die sterk binden of juist heel mobiel zijn, blijken systeem 4A en 4B tot ongeveer dezelfde emissiewaarden te leiden. De overeenkomsten (grijs in de Tabel 6.3) zijn goed voor de relatief sterk bindende componenten, waarvoor in zowel systeem 4A als 4B de MTT-bodem maatgevend is, te weten arsen, chroom, lood, molybdeen, seleen en tin. Tevens zijn de overeenkomsten goed voor de relatief mobiele componenten die binnen 100 jaar volledig doorbreken in het grondwater, te weten cyanide, antimoon, bromide, chloride en sulfaat. Voor vanadium worden ondanks een groot verschil in de beschrijving van de mobiliteit tussen systeem 4A en 4B (zie 1000-jaarberekeningen in Bijlage 11) toch overeenkomstige emissiewaarden afgeleid. Dit is het (toevallige) gevolg van de MTT-waarden grondwater (maatgevend in 4A) en bodem (maatgevend in 4B) in combinatie met het tijdraam van 100 jaar.



*Tabel 6.3 Kritische emissiewaarden (mg/kg) voor niet-vormgegeven bouwstoffen met een toepassingshoogte van 0.5 m. Vergeleken zijn de benadering met evenwichtsadsorptie (systeem 4A) en de speciatiebenadering (systeem 4B). Voor de vetgedrukte emissiewaarden geldt dat de MTT-bodem maatgevend is; de cursief gedrukte emissiewaarden worden bepaald door de MTT-grondwater. Voor de grijs gemarkeerde stoffen komen de emissiewaarden op basis van systeem 4A en 4B binnen circa een factor 2 overeen. Voor de overige stoffen geeft de laatste kolom de belangrijkste oorzaak van verschil weer (zie nadere toelichting in de tekst).*

		Adsorptie Systeem 4A	Speciatie Systeem 4B	Oorzaak overeenkomsten en verschillen 4A-4B
Antimoon	Sb	0.08	0.03	hoge mobiliteit/middeling over bovenste meter grondwater
Arseen	As	<b>0.5</b>	<b>0.5</b>	lage mobiliteit/middeling over bovenste meter bodem
Barium	Ba	<b>290</b>	1.6	groot verschil mobiliteit
Cadmium	Cd	0.005	0.3	verschil mobiliteit kritisch t.o.v. tijdraam 100 jaar
Chroom	Cr	<b>0.7</b>	<b>0.6</b>	lage mobiliteit/middeling over bovenste meter bodem
Cobalt	Co	0.06	0.5	verschil mobiliteit kritisch t.o.v. tijdraam 100 jaar
Koper	Cu	0.03	3.4	verschil mobiliteit kritisch t.o.v. tijdraam 100 jaar
Kwik	Hg	<b>2.9</b>	0.8	groot verschil mobiliteit
Lood	Pb	<b>91</b>	<b>77</b>	lage mobiliteit/middeling over bovenste meter bodem
Molybdeen	Mo	<b>75</b>	<b>64</b>	lage mobiliteit/middeling over bovenste meter bodem
Nikkel	Ni	0.07	<b>0.4</b>	verschil mobiliteit kritisch t.o.v. tijdraam 100 jaar
Seleen	Se	<b>0.2</b>	<b>0.2</b>	lage mobiliteit/middeling over bovenste meter bodem
Tin	Sn	<b>44</b>	<b>39</b>	lage mobiliteit/middeling over bovenste meter bodem
Vanadium	V	0.7	<b>0.8</b>	ondanks groot verschil in mobiliteit leiden MTT-waarden grondwater (4A) en bodem (4B) en tijdraam 100 jaar tot overeenkomstige emissiewaarden
Zink	Zn	0.08	5.5	verschil mobiliteit kritisch t.o.v. tijdraam 100 jaar
Cyaniden (vrij)		0.002	0.004	hoge mobiliteit/middeling over bovenste meter grondwater
Cyaniden (complex)		0.001		niet meegenomen in 4B
bromide	Br <sup>-</sup>	24	24	hoge mobiliteit/middeling over bovenste meter grondwater
chloride	Cl <sup>-</sup>	480	480	hoge mobiliteit/middeling over bovenste meter grondwater
fluoride	F <sup>-</sup>	370	9.4	verschil mobiliteit kritisch t.o.v. tijdraam 100 jaar
sulfaat	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	640	640	hoge mobiliteit/middeling over bovenste meter grondwater

### *Verschillen*

Relatief kleine verschillen in de mobiliteit van een component tussen systeem 4A en 4B kunnen leiden tot een aanzienlijk verschil in de kritische emissiewaarde als de doorbraak net vóór of net ná het gekozen tijdraam van 100 jaar plaatsvindt én waarvoor de MTT-grondwater maatgevend is. Dit is met name het geval voor cadmium, kobalt, zink, nikkel, koper en fluoride. Voor die gevallen leidt het vergroten van het tijdraam (naar 1000 jaar) ertoe dat overeenkomsten tussen 4A en 4B toenemen. Het beschouwen van een ruimere tijdsperiode leidt tot lagere emissiewaarden (zie ook paragraaf 6.4).

Voor kwik en barium geldt dat het verschil in kritische emissiewaarde tussen systeem 4A en 4B vooral te wijten is aan grote verschillen in bindingssterkte. In systeem 4B zijn Ba en Hg veel mobieler dan in systeem 4A, vooral omdat zij goed kunnen binden aan opgeloste organische stof en daardoor sneller kunnen transporteren.

Concluderend kan gesteld worden dat, gegeven de gekozen beschermingscriteria (met name MTT-waarden en middeling over bovenste meter bodem en grondwater), de twee systeembenaderingen grotendeels onderling consistent zijn.

## 6.3 Vergelijking emissiewaarden oud-nieuw

### 6.3.1 Bodem/grondwater

In deze paragraaf wordt ingegaan op de verschillen tussen (naar emissiewaarden omgerekende) immissiewaarden uit het Bouwstoffenbesluit (1999) en de nieuwe varianten volgens adsorptieberekeningen en speciatieberekeningen uitgaande van een risicobenadering (zie Tabel 6.4). De aanpassingen uit de Tijdelijke Vrijstellingsregeling (2004) worden hier buiten beschouwing gelaten.

*Tabel 6.4 Overzicht van Bouwstoffenbesluit (1999) en nieuwe emissiewaarden voor systeem 4A en 4B, gebaseerd op niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing van 0.5 m hoog. Grijs gearceerd zijn de componenten waar adsorptie- en speciatieberekeningen een factor 2 of meer verschillen met de waarden uit het Bouwstoffenbesluit 1999*

		oud		nieuw	
		Bouwstoffenbesluit 1999	Adsorptie 4A	Speciatie 4B	volgens risicobenadering
Antimoon	Sb	<b>0.04</b>	0.08	0.03	
Arseen	As	<b>0.9</b>	<b>0.5</b>	<b>0.5</b>	
Barium	Ba	<b>7.6</b>	<b>290</b>	1.6	
Cadmium	Cd	<b>0.04</b>	0.005	0.28	
Chroom	Cr	<b>1.9</b>	<b>0.7</b>	<b>0.6</b>	
Cobalt	Co	<b>0.5</b>	0.06	0.5	
Koper	Cu	<b>0.9</b>	0.03	3.4	
Kwik	Hg	<b>0.02</b>	<b>2.9</b>	0.8	
Lood	Pb	<b>2.2</b>	<b>91</b>	<b>77</b>	
Molybdeen	Mo	<b>0.3</b>	<b>75</b>	<b>64</b>	
Nikkel	Ni	<b>1.3</b>	0.07	<b>0.4</b>	
Seleen	Se	<b>0.05</b>	<b>0.2</b>	<b>0.2</b>	
Tin	Sn	<b>0.3</b>	<b>44</b>	<b>39</b>	
Vanadium	V	<b>1.7</b>	0.7	<b>0.8</b>	
Zink	Zn	<b>4.5</b>	0.08	5.5	
Cyaniden (vrij)		<b>0.02</b>	0.002	0.004	
Cyaniden (complex)			0.001		
bromide	Br <sup>-</sup>	<b>3.2</b>	24	24	
chloride	Cl <sup>-</sup>	560	480	480	
fluoride	F <sup>-</sup>	17	370	9.4	
sulfaat	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	1200	640	640	

### Oorzaken van verschillen

In Tabel 6.5 is een overzicht gegeven van de aspecten die een rol spelen bij de verschillen tussen het Bouwstoffenbesluit (1999) en de nieuwe emissiewaarden. De volgende oorzaken worden onderscheiden:

- Milieukwaliteitscriterium: middels een factor is aangegeven hoeveel keer hoger of lager het gehanteerde milieukwaliteitscriterium in de nieuwe emissiewaarden is t.o.v. de streefwaarden die ten grondslag hebben gelegen aan het Bouwstoffenbesluit (1999). Voor bodem is dit MTT/0.01\*streefwaarde. Voor grondwater is dit het MTT/SW grondwater ondiep. De streefwaarden grondwater zijn destijds alleen gebruikt voor Cl<sup>-</sup>, Br<sup>-</sup> en SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, voor de overige componenten ging men uit van streefwaarden in de bodem.

- Term a wordt niet meer gebruikt. In bepaalde gevallen had term a een substantiële bijdrage aan de toegestane emissie. In die gevallen waarin de bijdrage van term a meer dan 50% van de emissiewaarde bepaalde is de waarde grijs geaccentueerd.
- Verandering van kritisch compartiment: Uitspoeling naar grondwater wordt bepalend, terwijl eerder alleen bodem beschouwd is.

Tabel 6.5 Oorzaken van verschillen van kritische emissiewaarden (mg/kg) voor niet-vormgegeven bouwstoffen met een toepassingshoogte van 0.5 m, vergeleken met de regelgeving BsB 1999, berekend voor 0.5 m toepassing. Grijs gearceerd zijn die milieucriteria die bepalend zijn voor de kritische emissiewaarde. Nieuw = risicobenadering uit dit rapport, oud = Bouwstoffenbesluit(1999)

Kritische emissiewaarde (mg/kg)		Verhouding emissiewaarde (nieuw/oud)		Oorzaak			
		Adsorptie 4A	Speciatie 4B	Verhouding kwaliteitscriterium (nieuw/oud)		fractie term a in BsB1999	Verandering van kritische compartiment + ja, - nee, in adsorptie resp. speciatie berekeningen
				bodem	grondwater		
Antimoon	Sb	2	0.8	20	<i>n.v.t.</i>	0.5	+/+
Arseen	As	0.6	0.5	3	<i>n.v.t.</i>	0.8	-/-
Barium	Ba	39	0.2	90	<i>n.v.t.</i>	0.12	-/+
Cadmium	Cd	0.1	7	99	<i>n.v.t.</i>	0.6	+/+
Chroom	Cr	0.4	0.3	0.4	<i>n.v.t.</i>	0.05	-/-
Cobalt	Co	0.1	1.2	12	<i>n.v.t.</i>	0.4	+/+
Koper	Cu	0.03	4	9	<i>n.v.t.</i>	0.3	+/+
Kwik	Hg	145	40	633	<i>n.v.t.</i>	0.8	-/+
Lood	Pb	41	35	65	<i>n.v.t.</i>	0.4	-/-
Molybdeen	Mo	221	188	390	<i>n.v.t.</i>	0.4	-/-
Nikkel	Ni	0.1	0.3	0.7	<i>n.v.t.</i>	0.5	+/-
Seleen	Se	3.6	3.0	11	<i>n.v.t.</i>	0.7	-/-
Tin	Sn	157	139	170	<i>n.v.t.</i>	0.11	-/-
Vanadium	V	0.4	0.4	1.6	<i>n.v.t.</i>	0.2	+/-
Zink	Zn	0.02	1.2	11	<i>n.v.t.</i>	0.4	+/+
Cyaniden (vrij)		0.1	0.2	n.b.	<i>n.v.t.</i>	0	+/+
Cyaniden (complex)				n.b.	<i>n.v.t.</i>	0	+/n.b.
bromide	Br <sup>-</sup>	5	5	<i>n.v.t.</i>	27	0.5	-/-
chloride	Cl <sup>-</sup>	0.9	0.9	<i>n.v.t.</i>	2.0	0.09	-/-
fluoride	F <sup>-</sup>	21	0.5	n.b.	1	0.08	-/-
sulfaat	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.5	0.5	<i>n.v.t.</i>	0.7	0.10	-/-

n.b. niet bekend, n.v.t. niet van toepassing

### Milieukwaliteitscriterium

Uit de Tabel 6.5 blijkt dat een milieucriterium voor bodem op het niveau van de MTT voor veel componenten een verruiming geeft van de toelaatbare emissiewaarde. Alleen voor chroom en arseen is er een lichte aanscherping. In het Bouwstoffenbesluit (1999) zijn alleen voor bromide, chloride en sulfaat criteria afgeleid van grondwatercriteria. Met name voor bromide ligt het MTT veel hoger dan de streefwaarde. Voor fluoride is er geen MTT voor bodem (er is wel een streefwaarde), waardoor bij een risicobenadering alleen de concentratie in het grondwater er toe doet. Risico's van fluoride voor de bodem zijn daardoor niet berekend en wellicht onvoldoende afgedekt. Voor alle componenten geldt dat de nieuwe milieukwaliteitscriteria een significante bijdrage hebben geleverd aan de hoogte van de nieuwe emissiewaarden. Voor Cl<sup>-</sup> zijn de verschillen in emissiewaarden vrijwel geheel toe te schrijven aan de verschillen in de milieukwaliteitscriteria. Voor sulfaat geldt overigens dat bij de vaststelling van de immissie-eis uit het Bouwstoffenbesluit is afgeweken van de

milieuhygiënische onderbouwing. Destijds was de milieuhygiënische eis strenger dan de uiteindelijk vastgestelde immissie-eis.

*Term a wordt niet meer gebruikt.*

Voor een groot aantal componenten maakte de term a een substantieel deel uit van de emissiewaarde. Alleen voor barium, chroom, tin, cyanide, chloride, fluoride en sulfaat is de bijdrage van de term a minder relevant ( $\leq 0.1$ ). Voor de overige componenten heeft het niet meer in beschouwing nemen van deze term a, naast veranderingen van het milieukwaliteitscriterium invloed op de kritische emissiewaarden.

*Verandering van kritische compartiment.*

Voor een aantal componenten (8) is uitspoeling naar grondwater in de nieuwe systeembenaderingen bepalend voor de emissiewaarden, terwijl dat in het Bouwstoffenbesluit niet zo was. Dat is in Tabel 6.5 aangegeven met een '+'-teken. Het '-'-teken geeft aan dat er geen verschil is tussen Bouwstoffenbesluit en de nieuwe benaderingen wat betreft het meest kritische compartiment. Voor componenten met een '+'-teken worden verschillen tussen oude en nieuwe emissiewaarden naast veranderingen van het milieukwaliteitscriterium en het vervallen van term a veroorzaakt door het beschouwen van uitspoeling naar grondwater.

### **6.3.2 Oppervlaktewater**

De vernieuwing van de normen, van 0.1\*grenswaarden destijds naar 0.1\*MTR die nu wordt gebruikt, betekent voor de meeste stoffen een verruiming van de criteria. In Tabel 6.6 is dat terug te lezen in de daar aangegeven verhoudingen. Alleen voor nikkel en cyanide zijn de normen strenger geworden.

Daarentegen leidt de nieuwe systeembenadering tot strengere normen door inperking van de mengzone binnen vastgestelde grenzen. Hoe groter het watersysteem des te meer beperking de mengzone benadering oplevert ten opzichte van het Bouwstoffenbesluit. In een kleiner water vindt (binnen de mengzone) menging plaats met een groter deel van het langstromend debiet. De verhouding tussen de mengzonebenadering en de instantane menging die in het Bouwstoffenbesluit is gehanteerd, kan uitgedrukt worden in een verdunningsfactor, afhankelijk van de dimensies van het oppervlaktewater. De factoren zijn 0.25, 0.34 en 0.59 voor respectievelijk middelgrote rivier, klein kanaal en polderwater. De toepassing van een mengzone levert derhalve in de grotere wateren een hogere beperking van emissiewaarden op dan in de kleinere wateren.

De verschillen en de resultante van vernieuwing van de normen en toepassing van de mengzone benadering zijn weergegeven in Tabel 6.6.

Tabel 6.6 Oorzaken van verschillen tussen kritische emissiewaarden voor toepassingen in oppervlaktewater berekend met systeembenadering 5, vergeleken met het Bouwstoffenbesluit (1999).

Component		Verhouding emissiewaarden nieuw/oud			
		Verhouding 0.1*MTR/ 0.1*grenswaarde	Mengzonebenadering Middelgrote rivier (factor 0.25)	Mengzonebenadering Klein kanaal (factor 0,34)	Mengzonebenadering polderwater (factor 0,59)
Antimoon	Sb	3.6	0.9	1.2	2.1
Arseen	As	3.2	0.8	1.1	1.9
Barium	Ba	1.5	0.4	0.5	0.9
Cadmium	Cd	9.9	2.5	3.4	5.8
Chroom	Cr	4.2	1.1	1.4	2.5
Kobalt	Co	1.5	0.4	0.5	0.9
Koper	Cu	1.3	0.3	0.4	0.8
Kwik	Hg	41	10	14	24
Lood	Pb	8.8	2.2	3.0	5.2
Molybdeen	Mo	30	7.5	10	18
Nikkel	Ni	0.6	0.15	0.2	0.4
Seleen	Se	11	2.8	3.8	6.5
Tin	Sn	884	221	300	522
Vanadium	V	1.0	0.25	0.3	0.6
Zink	Zn	2.0	0.5	0.7	1.2
Cyaniden (vrij)		-	-	-	
Cyaniden (complex)		0.03	0.008	0.01	0.02
Bromide	Br-	-	-		
Chloride	Cl <sup>-</sup>	1.0	0.25	0.3	0.6
Fluoride	F <sup>-</sup>	1.0	0.25	0.3	0.6
Sulfaat	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	1.0	0.25	0.3	0.6

Voor componenten waarvoor de verhouding kleiner dan 1 is, levert de resultante derhalve strengere normen op dan volgend uit de berekeningen voor het oppervlaktewater volgens het Bouwstoffenbesluit (1999). Bedacht moet worden dat de grootte van het debiet de absolute normen bepaalt en dat hier alleen de relatieve verandering is weergegeven. Met debieten voor een middelgrote rivier, een klein kanaal en een poldersloot van respectievelijk 25, 2 en 0.15 m<sup>3</sup>/s is de absolute norm voor een middelgrote rivier nog steeds het ruimst. Ook als gekeken wordt naar het meest kritische watersysteem (polderwater) blijven normen afgeleid voor de droge toepassingen strenger en derhalve tevens voldoende bescherming bieden voor toepassingen in oppervlaktewater. Alleen kwik vormt hierop mogelijk een uitzondering.

## 6.4 Hoe beschermend zijn emissiewaarden

Voor de rekenkundige afleiding van generieke emissienormen zijn verschillende keuzes en aannames gedaan. In deze paragraaf wordt uiteengezet in hoeverre dit conservatieve, realistische of minder beschermende uitgangspunten zijn.

### 6.4.1 Bodem/grondwater

*Beoordeling bovenste meter van het grondwater (niet dieper of hele watervoerende pakket)*

De bovenste meter van het grondwater is op zich een beschermdoel. Bovendien wordt zo eveneens het effect van afvoer van ondiep grondwater of drainage naar oppervlaktewater inzichtelijk gemaakt. Daarnaast is het een voorbode voor wat zich later op grotere diepte kan gaan voordoen. Veel van de wat minder mobiele componenten hebben een piekconcentratie die honderden jaren kan aanhouden. Dit betekent dat piekconcentraties die voorspeld worden in het bovenste grondwater zich op termijn uit kunnen strekken tot tientallen meters diepte. Beoordeling van het bovenste grondwater is aldus een realistisch uitgangspunt.

*Niet-meegenomen processen: preferente stroming en verdunning*

In zowel systeem 4A als 4B is geen rekening gehouden met voorkeursstroombanen (preferente stroming). In bodems zal het neerwaartse transport van water altijd verlopen via de weg van de minste weerstand. Dat betekent dat het water preferent zal stromen langs de zones met de grootste poriën, door scheuren (bijvoorbeeld bij droogte) of langs obstakels (bijvoorbeeld boomwortels of bouwwerk). Preferente stroming kan lokaal tot een veel snellere uitspoeling naar het grondwater leiden, hetgeen tegelijk betekent dat de uitspoeling op andere plaatsen minder snel gaat. Deze effecten zijn per definitie locatiespecifiek en laten zich niet eenduidig op een generieke wijze beschrijven. Het meenemen van preferente stroming, en dus een lokaal snelle doorbraak naar het grondwater, zou waarschijnlijk leiden tot aanzienlijk strengere kritische emissiewaarden.

Ook horizontale en verticale verdunning in het grondwater is niet expliciet meegenomen in de berekeningen. Echter, er ontstaat al een zekere mate van 'verdunning' doordat de concentraties worden gemiddeld over de bovenste meter van het grondwater, overeenkomstig het toetsingscriterium. Horizontale verdunning kan invloed hebben op de concentraties in het bovenste grondwater direct onder het bouwwerk. Echter, naarmate het oppervlak van een bouwwerk toeneemt, neemt het effect van horizontale verdunning sterk af. De inschatting is dat het effect van horizontale verdunning op de concentraties direct onder een bouwwerk, het maatgevend criterium, gering is.

*Het verwaarlozen van diffusie in horizontale richting*

De transportsnelheid van het water in verticale richting is zodanig (gemiddeld neerslagoverschot is circa 300 mm/jaar) dat diffusie een verwaarloosbare invloed heeft op het transport van stoffen. Bovendien geldt ook hier dat de diffusie wordt gedreven door locatiespecifieke omstandigheden, zoals de grootte van het werk en de heersende concentratieverschillen met omgevingswater. Van het verwaarlozen van diffusie wordt aangenomen dat dit geen grote invloed heeft op de berekende emissiewaarden. Bij geïsoleerde toepassingen is dat effect niet uit te sluiten.

*Uitspoeling en accumulatie is berekend voor gevoelige gebieden*

Er is uitgegaan van realistische bindingsconstanten voor gevoelige gebieden in de speciatieberekeningen en 10- en 90-percentiel waarden voor adsorptiecoëfficiënten. Voor minder gevoelige gebieden kan deze keuze voor bepaalde componenten aan de conservatieve

kant zijn. Gegeven de gehanteerde middeling over de bovenste meter bodem en grondwater, maakt het voor zeer mobiele of zeer immobiele stoffen voor de uiteindelijke emissiewaarde niet of nauwelijks uit of gevoelige parameters of gemiddelde parameters worden gekozen.

#### *Gekozen tijdraam van 100 jaar*

Wanneer het tijdraam wordt vergroot tot 1000 jaar blijkt dat op termijn een overschrijding van milieukwaliteitscriteria in het grondwater zal optreden voor veel componenten. Indien een langere tijdsperiode dan 100 jaar als maatgevend zou worden gekozen, dan verschuift het bepalende criterium van MTT-bodem naar MTT-grondwater voor veel componenten. Dit zou leiden tot strengere kritische emissiewaarden voor alle componenten behalve voor de zeer mobiele componenten die al binnen 100 jaar volledig zijn doorgebroken in het grondwater (zie Tabel 6.7). De afgeleide kritische emissiewaarden bieden dus bescherming tot MTT-niveau voor een periode van 100 jaar. Voor de periode erna zijn deze minder beschermend.

*Tabel 6.7 Geschat effect op de emissiewaarden, uitgedrukt in factoren waarin deze strenger worden bij verlenging van het tijdraam van 100 naar 1000 jaar. De waarden zijn indicatief en niet het resultaat van aparte modelberekeningen*

Component	t = 1000 jaar	
	adsorptie 4A	Speciatie 4B
Sb	-	-
As	3	3
Ba	17	-
Cd	-	10
Cr	-	-
Co	-	3
Cu	-	35
Hg	50	50
Pb	25	50
Mo	20	13
Ni	-	3
Se	-	-
Sn	25	30
V	7	-
Zn	-	10
CN-vrij	-	-
Br <sup>-</sup>	-	-
Cl <sup>-</sup>	-	-
F <sup>-</sup>	-	-
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-	-

'-' = geen of niet noemenswaardig effect op emissiewaarde.

n.v.t. = niet van toepassing, omdat voor deze componenten geen waarde voor MTT-bodem bestaat.

#### *Middeling over bovenste meter bodem en grondwater*

De berekende bodemprofielen onder de bouwstof (zowel na 100 als 1000 jaar, zie paragraaf 5.4 en Bijlage 9 en Bijlage 10 tonen aan dat de sterk bindende componenten boven in het profiel sterk accumuleren. Hoewel als toetsingscriterium de gemiddelde concentratie over de bovenste meter van het bodemprofiel is gehanteerd, blijken de werkelijke concentraties in de bovengrond de MTT-waarde voor bodem veelal ruim te overschrijden. Beoordeling op basis van de bovenste 30 cm zou dus tot aanzienlijk strengere emissienormen (maximaal factor 4) leiden voor die componenten waarvoor de MTT-bodem maatgevend is. Bescherming op MTT-niveau geldt dus alleen gemiddeld over de bovenste meter van de bodem. Het grondwaterbeschermingsniveau wordt in veel mindere mate beïnvloed door de

middeling over de bovenste meter. Dit is vooral het gevolg van de naleverende uitloog-bronterm (emissie-functie), vooral bij werken met grotere toepassingshoogten (> 0.5 meter).

#### *Beschrijving van de emissie-functie*

De methodiek van de emissie-functie is overgenomen uit het voorgaande Bouwstoffenbesluit (1999), waarin zogenaamde kappa-functies zijn gehanteerd om de emissie als functie van de tijd te beschrijven. Deze kappa-functies zijn element-specifiek, maar generiek voor alle bouwstoffen. In werkelijkheid hebben de emissies van componenten echter een verschillend tijdsverloop voor de verschillende bouwstoffen. Daarnaast kunnen de uitloogeigenschappen van bouwstoffen sterk veranderen in de tijd, bijvoorbeeld ten gevolge van verouderingsprocessen en oxidatie of reductie. Deze benadering heeft zowel invloed op het emissieverloop uit de bouwstof, als ook op de capaciteit van de bodem om verontreinigingen te binden. Er wordt namelijk geen rekening gehouden met een mogelijke verandering van de pH in de bodem als gevolg van een alkalische (komt het meest voor) of zure bouwstof. Een generieke emissiefunctie voor alle bouwstoffen als uitgangspunt kan in werkelijkheid voor individuele bouwstoffen zowel tot hogere als tot lagere risico's leiden.

#### *Multi-component bronterm in systeem 4B*

Zoals eerder beschreven vormt een generieke uitloogbronterm het uitgangspunt van de berekeningen. Dit betekent dat voor systeem 4B, waarin de effecten van speciatie en competitie ten gevolge van het gelijktijdig uitloggen van stoffen is berekend, de uitloogbronterm alle componenten op het niveau van de kritische emissiewaarde omvat. Hoewel een dergelijke bouwstof theoretisch mogelijk is, komt deze in de praktijk niet voor en lijkt dit uitgangspunt daarom overbeschermend. Echter, een bronterm uitsluitend bestaande uit één specifieke stof is eveneens niet realistisch. Belangrijke hoofdcomponenten zoals bijvoorbeeld  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Na}^+$  en  $\text{Cl}^-$  zijn veelal in concentraties aanwezig die de speciatie en daarmee de mobiliteit van veel van de overige stoffen significant beïnvloeden. Het simultaan uitloggen van componenten betekent niet per definitie dat deze mobieler worden door onderlinge verdringing. Onderlinge interactie van gelijktijdig uitloogende componenten kan ook leiden tot een lagere mobiliteit, bijvoorbeeld door de vorming van neerslagen (bijvoorbeeld  $\text{PbMoO}_4$  en  $\text{BaSO}_4$ ) of door complexatieprocessen (bijvoorbeeld sterkere binding van fluoride aan de bodem door de vorming van positief geladen complexen). In de berekeningen zijn dergelijke processen ook geconstateerd (zie Bijlage 9).

Het 'speelveld' van de effecten van speciatie en competitie wordt begrensd door de gekozen beschermingscriteria, met name het gebruik van de gemiddelde en maximale concentratie over respectievelijk de bovenste meter bodem en grondwater. Dit betekent dat voor de stoffen waarvoor de MTT-bodem maatgevend is (As, Se, Mo, V, Cr, Pb, Ni en Sn) het gebruik van een multi-componentbronterm niet of nauwelijks tot andere emissienormen leidt. Voor de stoffen waarvoor de MTT-grondwater maatgevend is, maakt deze benadering niet of nauwelijks uit voor de zeer mobiele stoffen, zoals  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$  en  $\text{SO}_4^{2-}$  en de sterk aan (opgeloste) organische stof bindende stoffen Cu en Hg. Blijven over, de kationen van Ba, Cd, Co, Zn en de anionen van Sb, CN, en F. Op basis van de iteratieprocedure, zoals beschreven in hoofdstuk 4, wordt geschat dat de effecten van onderlinge competitie tot maximaal een factor 3 op de uiteindelijke kritische emissiewaarden beperkt blijven. Deze mate van beïnvloeding wordt overigens sterk bepaald door het tijdsraam van 100 jaar.

#### *Risicogrenzen gebaseerd op aanwezigheid van individuele stoffen.*

De gehanteerde risicogrenzen zijn afgeleid van toxiciteitstesten waarin organismen aan één component zijn blootgesteld. In werkelijkheid zal na toepassing van bouwstoffen een cocktail aan componenten uitloggen. De effecten na blootstelling aan een cocktail zullen in het algemeen groter zijn dan na de blootstelling aan een enkele component. Afhankelijk van het



type werkingsmechanisme zal er responsadditie of concentratie-additie optreden. Bijvoorbeeld indien 10 stoffen uitlogen op het individuele MTT-beschermingsniveau, kan door responsadditie (wat voor metalen meestal geldt) het *overall* beschermingsniveau dalen tot 60%. Het gekozen uitgangspunt op basis van individuele stoffen leidt dus tot minder beschermende normen.

Wat betreft de risicobenadering is in hoofdstuk 2 reeds ingegaan op de ecologische betekenis van de Maximaal Toelaatbare Toevoeging (MTT) en het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR). Deze risicogrenzen gelden voor individuele componenten ter bescherming van het ecosysteem. Dit betekent dat als meerdere componenten op dit niveau in de bodem of in het (grond)water aanwezig zouden zijn, er toch effecten kunnen optreden door de gecombineerde werking van stoffen. In de normstelling per component kan hier alleen rekening mee worden gehouden door het MTR door een generieke factor te delen, zoals is gedaan bij het afleiden van streefwaarden. In de, in dit rapport, gevolgde risicobenadering voor de afleiding van kritische emissiewaarden is dit niet gedaan.

#### *Risico's alleen op basis van toepassing van bouwstoffen*

Op minder schone of reeds (licht) verontreinigde locaties kan bij toepassing van bouwstoffen, die voldoen aan de op deze wijze afgeleide emissienormen, het maximaal toelaatbare risico toch worden overschreden. Dit uitgangspunt kan tot een minder beschermende benadering leiden.

#### *MTR-niveau*

Bij de afleiding van emissiewaarden is als emissiebron alleen de bouwstof beschouwd. De MTT mag volledig opgevuld worden door emissies uit de bouwstof. Andere bronnen en bestaande verontreinigingen zijn niet meegewogen, waardoor in de praktijk het beschermingsniveau lager kan zijn dan MTR. Een risicomaat die is afgeleid van een fractie van de MTT, bijvoorbeeld  $0,1 * MTT$ , zou dit bezwaar kunnen ondervangen. Het MTR is echter wel lager dan het niveau waarop interventiewaarden zijn vastgesteld. Dit is echter een maat voor het curatieve spoor en niet van toepassing voor de toepassing van bouwstoffen.

#### *Toepassingshoogte 0.5 m*

Beleidsmatig zal men per component voor één emissiewaarde kiezen. Er zijn echter voor 4 verschillende toepassingshoogten emissiewaarden in dit rapport gepresenteerd. Vooralnog heeft VROM voorkeur voor de emissiewaarden die afgeleid zijn voor een toepassingshoogte van 0.5 m. Bij grotere toepassingshoogten dan 0.5 m heeft dit een lager beschermingsniveau tot gevolg.

In Tabel 6.8 zijn de diverse uitgangspunten nog eens samengevat. Het is niet mogelijk om de verschillende factoren bij elkaar op te tellen. Uit Tabel 6.8 komt naar voren dat er keuzes zijn gemaakt ter bescherming van kwetsbare gebieden, maar dat de overige uitgangspunten ruim zijn gekozen in het voordeel van het gebruik van bouwstoffen.

*Tabel 6.8 Samenvatting van factoren die gezamenlijk het beschermingsniveau van emissiewaarden afgeleid voor bodem/grondwater bepalen.*

Uitgangspunt	Veiligheid
Beoordeling bovenste meter van het grondwater (niet dieper of hele watervoerende pakket)	0
Preferente stroming	-
Verdunning	0
Het verwaarlozen van diffusie in horizontale richting	0
Uitspoeling en accumulatie is berekend voor gevoelige gebieden	+
Gekozen tijdraam van 100 jaar	-
Middeling over bovenste meter bodem en grondwater	-
Beschrijving van de emissie-functie	0
Multi-component bronterm in systeem 4B	0
Risicogrenzen gebaseerd op aanwezigheid van individuele stoffen	-
Risico's alleen op basis van toepassing van bouwstoffen	-
MTT-niveau (niet ER/IW-niveau)	-
Toepassingshoogte 0.5 m	-
Niet betrekken van term a	+

+ leidt tot hoog beschermingsniveau, 0 neutraal, realistisch of verwaarloosbaar effect op beschermingsniveau, - leidt tot lager beschermingsniveau

## 6.4.2 Oppervlaktewater

*Gebruik van een drietal watertypen (middelgrote rivier, klein kanaal en polderwater)*

De keuze om een drietal watersystemen te definiëren en daarmee het rekenwerk te doen is noodzakelijk, omdat het onmogelijk is om alle voorkomende dimensies van watersystemen door te rekenen.

Vooral voor de kleinere oppervlaktewateren, zoals polderwateren, wordt nogal eens gesteld dat de regelgeving onvoldoende bescherming biedt.

Door een vergelijking te maken tussen wat toegestaan is op grond van bodem/grondwater en een oppervlaktewater met de dimensies van een poldersloot wordt aangetoond dat droge toepassingen tot strengere criteria leiden. De emissiewaarden voor bouwstoffen afgeleid uit droge toepassingen bieden daarom ook voldoende bescherming voor de natte toepassingen, zelfs in de kleinere oppervlaktewateren. Uitzondering hierop is kwik.

*Toepassingsscenario's die qua omvang afgestemd zijn op de grootte van het watersysteem*

De omvang van een werk wordt in relatie gebracht tot de omvang van het oppervlaktewater, hetgeen betekent dat in een klein oppervlaktewater als een poldersloot met een kleinere laagdikte en lager aanlegtempo wordt gerekend. Dit betekent ook dat werken die direct naast het oppervlaktewater liggen en die een veel grotere omvang kunnen hebben dan de werken waarmee in de toepassingsscenario's is gerekend en waarbij via horizontale afstroming het oppervlaktewater kan worden belast, niet zijn bekeken.

Eenzijds zal, bij een redelijk tot goed doorlatend bouw materiaal, geen sprake zijn van horizontale afstroming en wordt het oppervlaktewater nauwelijks belast. Anderzijds zal bij een slecht doorlatend bouw materiaal maar een klein deel van het werk bijdragen aan de uitloging en belasting van het horizontaal afstromende water richting oppervlaktewater. Verwacht wordt dat met het niet beschouwen van dergelijke toepassingen er geen onoverkomelijke risico's worden gelopen.

## 7 Consequenties voor bouwmaterialen

Dit hoofdstuk heeft tot doel om zichtbaar te maken in hoeverre bouwstoffen kunnen voldoen aan de alternatieve emissie-eisen die in dit rapport zijn afgeleid. Hiertoe is gebruik gemaakt van data die in het kader van monitoringprogramma's naar de milieuhygiënische kwaliteit van bouwmaterialen zijn verzameld.

### 7.1 Kwaliteitsgegevens bouwstoffen

#### 7.1.1 Inleiding

Sinds het van kracht worden van het Bouwstoffenbesluit (1999) bestaat de verplichting om bouwstoffen die onder het regime van het Bouwstoffenbesluit vallen, te testen conform de voorschriften in dat besluit. Twee uitloogtesten voor anorganische componenten staan daarbij centraal, de kolomproef NEN 7343 en de diffusieproef NEN 7345. De testen moeten worden uitgevoerd door daartoe geaccrediteerde laboratoria.

Er zijn de afgelopen 8 jaar diverse monitoringprogramma's geweest. Om vast te stellen in hoeverre bouwstoffen in de periode kort voor en na de invoering van het Bouwstoffenbesluit aan de emissie-eisen voldeden, is de milieuhygiënische kwaliteit van bouwstoffen gemonitord in de periode 1998-2001.

In december 2004 is voor een aantal bouwstoffen een ander milieuhygiënisch regime van kracht is geworden (TVR, 2004), wat een verruiming inhield van de milieuhygiënische kwaliteitseisen uit het Bouwstoffenbesluit. Om eventuele effecten van de TVR (2004) op de milieuhygiënische kwaliteit te kunnen signaleren is door VROM besloten om de ontwikkeling van de milieuhygiënische kwaliteit van bouwstoffen te monitoren in het jaar 2003-2004, vóór het van kracht worden van de TVR (2004) én in de jaren van de geplande vrijstellingsperiode 2005 en 2006. Van deze monitoring waren data over het jaar 2003-2004 voor het schrijven van dit rapport beschikbaar.

In de tussenliggende periode zijn geen testresultaten van kolom- en diffusieproeven verzameld. De beide monitoringcampagnes resulteren in twee datasets met betrekking tot resultaten van uitloogtesten. De eerste set wordt korthedshalve met '2001' aangeduid, en de tweede met '2003-2004'. Deze datasets, mét eventueel aanvullende gegevens over de betrokken bouwstoffen, vormen de (milieuhygiënische) kwaliteitsgegevens. De data zijn ingevoerd en verwerkt in een RIVM-database BASIS (Bouw- en Afvalstoffen Informatie Systeem).

In dit rapport worden de beide datasets gescheiden gebruikt om mogelijke gevolgen van de alternatieve emissie-eisen bij eventuele toepassing in de komende herziening van het Bouwstoffenbesluit, zichtbaar te maken. Door het gescheiden gebruiken van de kwaliteitsgegevens kan een mogelijke kwaliteitsverandering worden gesignaleerd. Bovendien zou het niet correct zijn de data samen te voegen als beide monitoringperiodes significant verschillende testresultaten hebben opgeleverd. Onderzoek naar significante verschillen heeft in dit kader niet plaatsgevonden. Derhalve worden de data uit de twee monitoringperiodes gescheiden gepresenteerd.

Incidentele losse datasets van onbekende kwaliteit zijn niet meegenomen in deze rapportage. Veel uitloogdata zijn door ECN voor andere doeleinden verzameld. Het betreft datasets die

niet uitsluitend betrekking hebben op bouwstoffen, maar ook op afvalstoffen en niet uitsluitend op resultaten van testen conform de in het Bouwstoffenbesluit voorgeschreven proeven. Deze data, bijeengebracht in het LeachXS-databestand van ECN, zijn hier niet gebruikt. Ze worden door ECN aangewend voor wetenschappelijke doeleinden, zoals het bestuderen van effecten van mogelijk nieuwe toetsingscriteria in andere (fysisch-chemische) omstandigheden, bijvoorbeeld met betrekking tot pH, redoxpotentiaal en metaalspeciatie.

### 7.1.2 Monitoring 1998-2001

Het onderzoek naar de milieuhygiënische kwaliteit van bouwstoffen over de periode 1998-2001 is uitgevoerd door Royal Haskoning in samenwerking met het RIVM. Daartoe werden alle vanuit de bouwstoffenbranche beschikbare kwaliteitsgegevens die door het Bouwstoffenbesluit zijn voorgeschreven, uit die periode opgevraagd van in gebruik zijnde (steenachtige) bouwstoffen. De circa 50 organisaties (producenten c.q. leveranciers van bouwstoffen) die daarvoor in maart 2001 werden benaderd, hebben destijds vrijwel alle positief gereageerd. De opgevraagde data betroffen reguliere meetgegevens die niet speciaal in het kader van het kwaliteitsonderzoek zijn geproduceerd. Het betrof behalve uitlooggegevens (conform kolomproef NEN 7343 voor niet-vormgegeven materialen dan wel diffusieproef NEN 7345 voor de vormgegeven materialen) van anorganische componenten in bouwstoffen ook samenstellingsgegevens van organische componenten en nadere informatie over de partijen en over de toegepaste monsterneming. Met betrekking tot organische componenten in bouwstoffen zijn in het Bouwstoffenbesluit geen uitloogproeven voorgeschreven, maar dient op samenstelling getoetst te worden. In dit rapport wordt niet op samenstellingsgegevens ingegaan.

Per bouwstof zijn de verzamelde meetresultaten in zogenoemde materiaalbladen vastgelegd, die zijn gebundeld en geëvalueerd in het in 2002 verschenen rapport 'Monitoring milieuhygiënische kwaliteit van bouwstoffen' (de Wilde et al., 2002). De verzamelde meetresultaten zijn getoetst aan de normen uit het van kracht zijnde Bouwstoffenbesluit, en percentages overschrijdingen zijn berekend. De toetsing van niet-vormgegeven bouwstoffen is uitgevoerd voor drie laagdikten, namelijk, 0.2, 0.7 en 2.0 meter. Door deze toetsingen konden, per bouwstof, componenten worden geïdentificeerd die kritisch ('meer dan 5% overschrijdingen') zijn voor een aantal bouwstoffen.

De anorganische componenten waarvan de uitlooggegevens zijn verzameld zijn: Sb, As, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Pb, Mo, Ni, Se, Sn, V, Zn, Br, Cl, F,  $\text{SO}_4^{2-}$ , CN-vrij, CN-complex. Voor de niet-vormgegeven bouwstoffen betreft het uitloogresultaten van de kolomproef, en voor de vormgegeven bouwstoffen betreft het resultaten met de voorgeschreven diffusieproef. Een overzicht van de bouwstoffen in dataset '2001' wordt gegeven in Tabel 7.1.

*Tabel 7.1 Geselecteerde bouwstoffen in de monitoring van de milieuhygiënische kwaliteit van bouwstoffen, in de periode 1998-2001' (De Wilde et al., 2002)*

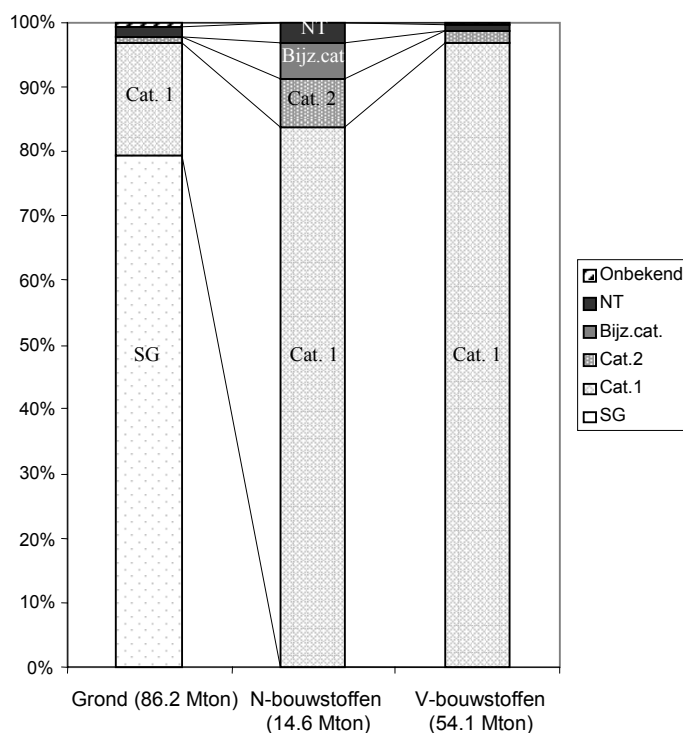
<b>Grond</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Baggerspecie</li> <li>- Bentoniet</li> <li>- Grind (recycled)</li> <li>- Grond (gereinigde- en hergebruiks-)</li> <li>- Industriezand</li> <li>- Klei</li> <li>- Ophoogzand</li> <li>- Schelpen</li> <li>- Silex</li> <li>- Tarragrond</li> </ul>	<b>Niet vormgegeven bouwstoffen</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- AVI-bodemas</li> <li>- Asfaltgranulaat</li> <li>- Betongranulaat</li> <li>- Drinkwaterreststoffen</li> <li>- E-bodemas</li> <li>- ELO-slakken</li> <li>- Fosforslakken</li> <li>- Flugsand</li> <li>- Geëxpandeerde gebakken kleikorrels</li> <li>- Hoogovenslakmengsel</li> <li>- Lavasteen</li> <li>- Lijmmortel</li> <li>- Metselwerkgranulaat</li> <li>- Menggranulaat</li> <li>- Mijnsteen</li> <li>- Steenslag</li> <li>- Vormzand</li> <li>- Zeefzanden (breker- en sorteerzeefzand, recycling brekerzand)</li> </ul>
<b>Vormgegeven bouwstoffen</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Asfaltbeton</li> <li>- Betonmortel en betonproducten</li> <li>- Bitumineuze afdichtingsmaterialen</li> <li>- Breuksteen</li> <li>- Cementgebonden houtspaanplaat</li> <li>- Cellenbeton</li> <li>- Hoogovenslakmengsel</li> <li>- Hydraulisch fosforslak</li> <li>- Hydraulisch menggranulaat</li> <li>- Kalkzandsteen</li> <li>- Keramische dakpannen</li> <li>- Keramische straatbakstenen</li> <li>- Keramische tegels</li> <li>- LD-staalslakken</li> <li>- Metselbaksteen</li> <li>- Schuimbeton</li> <li>- Vezelcementplaten</li> </ul>	

Het feit dat vrijwel alle beschikbare testdata over de periode 1998-2001 zijn aangeleverd voor het onderzoek naar de milieuhygiënische kwaliteit van bouwstoffen in die periode, suggereert een goede representativiteit. Echter, in deze dataset loopt voor de diverse bouwstoffen het aantal geteste partijen uiteen, evenals de aantallen componenten die per partij zijn onderzocht. Voor een aantal bouwstoffen zijn kwaliteitsgegevens over de betrokken periode niet beschikbaar gekomen, zoals voor silex, ophoogzand, ELO-staalslak, lijmmortel, vormzand, schuimbeton, cementgebonden houtspaanplaten en vezelcementplaten. Er zijn ook partijen ingevoerd waarbij de milieuhygiënische kwaliteit wordt beschreven aan de hand van één analyse van slechts enkele componenten. De representativiteit van de gegevens wordt mede bepaald door de aard en wijze van de productie van de bouwstof en in hoeverre de ter beschikking gestelde gegevens voldoende 'gebiedsdekkend' zijn. Grotere aantallen leiden in het algemeen tot een betere representativiteit. Het is echter onjuist de representativiteit van bouwstoffen onderling alléén op basis van aantallen te beoordelen. Sommige bouwstoffen hebben een grote variabiliteit, andere niet.

Na een beoordeling van het aantal gegevens én de herkomst van de gegevens in relatie tot de aard en wijze van productie, hebben de onderzoekers geconcludeerd dat de beschikbaar gestelde gegevens over het algemeen een redelijk representatief beeld geven van de milieuhygiënische kwaliteit van de bouwstoffen. Uitzonderingen hierop zijn baggerspecie, hergebruiksgrond en mijnsteen, omdat voor deze bouwstoffen de aantallen onderzochte partijen in relatie tot de variabiliteit van de aangetroffen verontreinigingen onvoldoende was (De Wilde et al., 2002).

Een aantal bouwstoffen heeft voor een of meerdere componenten problemen om aan het normkader van het Bouwstoffenbesluit te voldoen. De belangrijkste probleemgevallen met betrekking tot het normkader voor uitloging zijn: antimoon in grond; koper en molybdeen in AVI-bodemassas; antimoon en seleen in mijnsteen; sulfaat in bouw- en sloopafval; en fluoride en sulfaat in baggerspecie.

Van het totale (her)gebruik aan bouwstoffen per jaar (155 Mton/jaar) in de jaren 1998-2001 voldeed 1-2% niet aan de normen van het Bouwstoffenbesluit. Deze 1-2% lijkt gering, maar vertegenwoordigt circa 2.4 Mton bouwstoffen per jaar. Tot deze bouwstoffen worden ook relatief kleine hoeveelheden van asfaltbeton, cellenbeton, keramische dakpannen en metselbaksteen gerekend. Opgemerkt wordt dat het overschrijdingspercentage niet hoeft te betekenen dat dit percentage van de bouwstoffenstroom in de praktijk afgekeurd wordt en gestort moet worden. Bij levering van gecertificeerd materiaal zijn voor incidentele meetwaarden kleine overschrijdingen toegestaan, mits voldaan wordt aan de beoordelingsrichtlijn. Een deel van deze bouwstoffen wordt niet alleen in buitentoepassingen toegepast en kan derhalve toch worden verwerkt als bouwstof. In een aantal gevallen worden deze materialen ook als grondstof in andere bouwstoffen toegepast, in plaats van als zelfstandig toegepast materiaal. Derhalve is de raming van 2.4 Mton/j bouwstoffen aan de hoge kant. In Figuur 7.1 zijn voor de drie onderscheiden soorten bouwstoffen, grond, vormgegeven en niet-vormgegeven, de relatieve bijdragen aan het totaal weergegeven, alsmede de verdeling van de bouwstoffen over de categorieën van het Bouwstoffenbesluit, te weten categorie 1 ('zonder isolatie toepasbaar'), categorie 2 ('alleen met isolatie toepasbaar'), niet-toepasbaar en de bijzondere categorie (bepaalde gevallen voor AVI-bodemassas en Teerhoudend Asfaltgranulaat). Grond, met name schone grond (SG in Figuur 7.1) vertegenwoordigt, in massa, nog het grootste deel van de bouwstoffen. In het Besluit Bodemkwaliteit zal, volgens de huidige plannen, grond niet meer worden opgenomen, maar zullen milieuhygiënische kwaliteitseisen daarvoor onder bodembeheersmaatregelen vallen.



N-bouwstoffen = niet-vormgegeven bouwstoffen, V-bouwstoffen = vormgegeven bouwstoffen. SG= Schone grond, NT = Niet toepasbaar. Uit: De Wilde et al., 2002.

*Figuur 7.1 Verdeling van bouwstoffen over de diverse categorieën (in de periode 1998-2001).*

### 7.1.3 Monitoring 2003-2006

Totdat het Besluit Bodemkwaliteit van kracht zal zijn, zullen representatieve sets meetdata van kolom- en diffusieproeven uit 2003-2006 worden verzameld door INTRON, in samenwerking met RIVM. Omdat 'grond' niet langer onder het regime van bouwstoffen zal gaan vallen, zijn bouwstoffen die onder de noemer 'grond' vallen, niet in de monitoring 2003-2006 zijn opgenomen. De data uit 2005 en 2006 (ná TVR-BSB'04) zullen te zijner tijd met een statistische toets worden vergeleken met die van 2003 en 2004, voor al die componenten en bouwstoffen die onder de vrijstellingsregeling vallen (Hofstra et al., 2005). De data uit deze monitoring worden hier gebruikt om de criteria van het Besluit Bodemkwaliteit in wording, te toetsen.

De bouwstoffen die gemonitord zijn in 2003-2004, zijn in overleg met de opdrachtgever (VROM) gekozen. Hierbij is rekening gehouden met de een drietal selectiecriteria:

- de bouwstoffen zijn ook in de eerste monitoring onderzocht;
- voor de bouwstoffen is op dit moment een beoordelingsrichtlijn met eisen uit het Bouwstoffenbesluit van kracht;
- de bouwstoffen worden met name genoemd in de Tijdelijke Vrijstellingsregeling 2004.

Grond en baggerspecie zijn niet in dit onderzoek meegenomen. Ook industriezand en grind zijn niet meegenomen, omdat ze in het Bouwstoffenbesluit getoetst worden als schone grond. In Tabel 7.2 is een overzicht gegeven van de voor het onderzoek '2004' geselecteerde bouwstoffen.

Voor het verkrijgen van de testdata zijn twee sporen gevolgd (Hofstra et al., 2005).

- Data afkomstig van brancheverenigingen. De meeste brancheverenigingen hebben meegewerkt aan dit onderzoek. In een aantal gevallen hebben zij de data verzameld en aangeleverd.
- Data afkomstig van individuele bedrijven. Daartoe heeft INTRON producenten van bouwstoffen benaderd om data aan te leveren. In een aantal gevallen hebben bedrijven dit gedaan door INTRON toestemming te verlenen de gegevens uit de laboratoriumdatabase van INTRON te gebruiken. Bij de data uit de laboratoriumdatabase zijn alle data meegenomen, niet alleen de analyses die dienden als productiecontrolemonsters. Voor gegevens afkomstig van diverse bronnen wordt een grotere spreiding verwacht dan wanneer de gegevens afkomstig zijn van alleen de verplichte productiecontrole in het kader van een gecertificeerde bouwstof. Daarbij kan sprake zijn van proefproducten, van incidentele partijen, van vooronderzoek. Er zijn allerlei redenen om een bouwstof te laten onderzoeken, anders dan om de productiecontrole bij certificatie uit te voeren, hoewel dit laatste wel de kwantitatief belangrijkste bron zal zijn geweest.

De testgegevens zijn door INTRON ingevoerd in de database BASIS van het RIVM. Als er sprake is van een detectiegrens, dan is dit in de database expliciet aangegeven. Om met de 'kleiner dan'-waarden bewerkingen te kunnen uitvoeren zijn de detectiegrenzen vermenigvuldigd met een factor 0.7.

*Tabel 7.2 Geselecteerde bouwstoffen in de monitoring 2003-2004 van de milieuhygiënische kwaliteit van bouwstoffen en hun vormgegeven of niet-vormgegeven kwaliteit*

<b>Niet-vormgegeven bouwstof (N-bouwstof)</b>	<b>Vormgegeven bouwstof (V-bouwstof)</b>
Asfaltgranulaat	Asfaltbeton
AVI-bodemas	Betonmortel
Betongranulaat	Betonproducten
Brekerzand (recycling)	Bitumineuze afdichtingsmaterialen
Drinkwaterreststoffen	Breuksteen
E-bodemas	Cellenbeton
E-vliegas	Cement gebonden mortel
ELO-staalslakken	Fosforslakkenmengsel (hydraulisch gebonden)
E-vliegas	Fosforslakken (ongebonden)
Flugsand	Hoogovenslakkenmengsel
Hydraulisch menggranulaat	Kalkzandsteen
Gereinigd TAG	Keramische dakpannen
Kleikorrels (geëxpandeerde gebakken)	Keramische straatbakstenen
Lavasteen	Keramische tegels
LD-mengsel	LD-staalslakken (waterbouw)
LD-staalslakken (wegenbouw)	Metselbakstenen
Lijmmortel	Natuursteen
Menggranulaat	Pleisterwerk
Metselwerkgranulaat	Schuimbeton
Mijnsteen	Vezelcementplaten
Steenlag	
Vliegas	
Vormzand (bentonietgebonden)	
Vormzand (cementgebonden)	
Vormzand (furaangebonden)	
Zeezand (breker)	
Zeezand (overig)	

In totaal zijn er in het onderzoek 2003-2004 circa 60.000 testdata verwerkt. Een groot deel van deze data (27.000 data) is afkomstig van recyclinggranulaten, met name van menggranulaat, dat geproduceerd wordt uit gemengd beton- en metselwerkpuin. Wanneer van een partij twee mengmonsters zijn onderzocht, zijn de resultaten van beide mengmonsters afzonderlijk ingevoerd. De meeste gegevens zijn afkomstig van productiecontroles en dan is er sprake van slechts één (meng)monster per productiecontrolemeting. De gegevens zijn intern door INTRON gecontroleerd. De geaggregeerde gegevens zijn toegezonden aan de bedrijven en brancheverenigingen die de data ter beschikking hadden gesteld. In veel gevallen is hierop commentaar geleverd, met als gevolg bijvoorbeeld het weglaten van artefacten die voor overschrijdingen zorgden of het toevoegen van nieuwe data. Bij de rapportage is tevens een inschatting gegeven door de onderzoekers van de marktdekking en van de representativiteit van de gegevens. Beide gegevens zijn niet hetzelfde. Met een beperkte marktdekking kan toch een hoge representativiteit van de gegevens worden verkregen als de niet opgenomen gegevens naar verwachting hetzelfde zijn als de wel opgenomen gegevens. De brancheverenigingen is ook gevraagd deze schattingen te verifiëren.

In Tabel 7.3 wordt een overzicht gegeven van de veronderstelde representativiteit van de ingevoerde gegevens. De representativiteit is aangegeven op een schaal van 1 tot 5. De marktdekking is het marktaandeel dat de onderzochte bouwstoffen hebben. De representativiteit is de mate waarin de gerapporteerde bouwstoffen representatief zijn voor de gehele markt. Bij een hoge marktdekking is de representativiteit hoog. Bij een lage



marktdkking kan de representativiteit toch nog hoog zijn, indien er geen verschil te verwachten is tussen de wel en de niet onderzochte bouwstoffen. Dit is bijvoorbeeld het geval bij kalkzandsteen en bij betonproducten (Hofstra et al., 2005). Uit de tabel blijkt dat de meeste bouwstoffen goed zijn vertegenwoordigd in dit onderzoek. Er zijn voldoende data met voldoende representativiteit.

Opvallend afwezig zijn gegevens over recyclingzand (recycling brekerzand, sorteersand). Het blijkt, dat dit soort zand vrijwel niet als apart product op de markt gebracht wordt en om die reden ook niet regulair milieuhygiënisch getoetst wordt.

Voor de bouwstoffen/componentencombinaties die in beide datasets voorkomen, is met een statistische toets vastgesteld of corresponderende datasets significant verschillen. Bij een globale beschouwing van gemiddelden en standaarddeviaties van overeenkomende dataverzamelingen bestaat de indruk dat er geen verschillen zijn tussen '1998-2001' en '2003-2004'.

Tabel 7.3 Marktdekking en representativiteit van testdata '2004' (Hofstra et al., 2005)

Naam	> 5 resultaten	Marktdekking	Representativiteit
Asfaltbeton	ja	90%	*****
Asfaltgranulaat	ja	90%	*****
AVI-bodemas	ja	100%	*****
Betongranulaat	ja	90%	*****
Betonmortel	ja	95%	*****
Betonproducten	ja	20%	*****
Bitumineuze afdichtingsmaterialen	ja	95%	*****
Brekerzand (recycling)	0		
Breuksteen	ja	30%	***
Cellenbeton	ja	90%	*****
Cement gebonden mortel	ja	70%	****
Drinkwaterreststoffen	ja	100%	*****
E-bodemas	ja	95%	*****
E-vliegias	ja	95%	*****
ELO-staalslakken	ja	50%	***
Flugsand	ja	90%	*****
Fosforslakkenmengsel (hydraulisch geb.)	ja	100%	*****
Fosforslakken (ongebonden)	ja	100%	*****
Hoogovenslakkenmengsel	ja	50%	***
Hydraulisch menggranulaat	ja	90%	*****
Gereinigd TAG	ja	100%	*****
Kalkzandsteen	ja	30%	*****
Keramische dakpannen	ja	50%	***
Keramische straatbakstenen	ja	95%	*****
Keramische tegels	1	50%	***
Kleikorrels (geëxpandeerde gebakken)	4	100%	*****
Lavasteen	ja	50%	***
LD-mengsel	ja	100%	*****
LD-staalslakken (wegenbouw)	ja	80%	****
LD-staalslakken (waterbouw)	ja	80%	****
Lijmmortel	ja	30%	**
Menggranulaat	ja	90%	*****
Metselbakstenen	ja	80%	****
Metselwerkgranulaat	ja	90%	*****
Mijnsteen	ja	50%	**
Natuursteen	3	20%	**
Pleisterwerk	ja	80%	****
Schuimbeton	ja <sup>1</sup>	80%	****
Steenslag	ja	80%	****
Vezelcementplaten	ja <sup>2</sup>	10%	***
Vormzand (bentonietgebonden)	ja	50%	***
Vormzand (cementgebonden)	1	50%	***
Vormzand (furaangebonden)	ja	50%	***
Zeezand (breker)	0		
Zeezand (overig)	0		

1; de data van schuimbeton betreffen oudere data uit 2000 en 2001.

2: de data van vezelcementplaten uit 2003/2004 betreffen uitsluitend de uitloging van barium.

## 7.2 Berekenen van consequenties voor bouwstoffen

In het aanstaande Besluit Bodemkwaliteit zullen emissie-eisen worden gesteld aan bouwstoffen. Dit maakt het mogelijk aan de hand van de resultaten van uitloogtesten direct te bepalen of een monster van een bouwstof aan deze eisen voldoet. De toetsing kan aldus onafhankelijk van de beoogde toepassingshoogte van een werk plaatsvinden. Omrekening van testemissie via een bepaald scenario naar een emissiewaarde zal dus na invoering van het besluit Bodemkwaliteit niet meer nodig zijn. In plaats daarvan is het scenario al in de gestelde emissie-eis verwerkt. Eventuele additionele, statistische rekenregels bij overschrijding van meerdere componenten worden in dit rapport niet ter discussie gesteld of bij de overwegingen betrokken.

Van volgende alternatieve emissie-eisen zal de consequentie worden getoond:

### Open toepassingen:

- Systeem 4A – *stand still*-toepassinghoogte 0.5 m
- Systeem 4A – risico – toepassinghoogte 0.5 m
- Systeem 4A – risico – toepassinghoogte 0.5 m, maar eis ten minste gelijk aan term a
- Systeem 4A – risico – toepassinghoogte 2 m
- Systeem 4B – risico – toepassinghoogte 0.5 m
- Systeem 5 – risico – poldersloot

### Geïsoleerde toepassingen

- Systeem 4A – *stand still* – toepassinghoogte 0.5 m
- Systeem 4A – risico – toepassinghoogte 0.5 m

### Vormgegeven bouwstoffen:

- Systeem 4A – risico – 10% nat
- Systeem 4A – risico – 100% nat
- Systeem 5 – risico – poldersloot

Deze varianten zijn gekozen omdat daarmee inzicht wordt gegeven in de effecten van de belangrijkste beleidskeuzemogelijkheden. Van de systemen 1, 2 en 3 worden geen consequenties berekend, omdat deze systemen zijn uitgevoerd als tussenstap in de berekening en niet dienen als beleidskeuze.

Voor het meest toegepaste scenario (niet-vormgegeven open toepassing op landbodem) worden ook de overschrijdingen weergegeven volgens de criteria en rekenmethodiek uit het Bouwstoffenbesluit (zonder Vrijstellingsregeling), de zogenaamde nul-variant. Om de consequenties van de nul-variant inzichtelijk te maken is het wél noodzakelijk een aanname te doen over de toepassingshoogte. De nul-variant (het Bouwstoffenbesluit uit 1999) stelt immers immissie-eisen die omgerekend moeten worden naar emissie-eisen om vergelijking met de testresultaten mogelijk te maken. De omrekening maakt gebruik van Vergelijking 1 op pagina 3, waarin toepassingshoogte, term a en  $\kappa$  de belangrijkste parameters zijn. De gebruikte waarden voor term a en  $\kappa$  zijn gegeven in Bijlage 3.

In Tabel 7.4 is voor niet-vormgegeven bouwstoffen aangegeven of deze gebruikt worden als ophoog en/of funderingsmateriaal (De Wilde et al., 2002). Als een bouwstof als funderings- én ophoogmateriaal kan worden gebruikt, is voor de berekening van de nul-variant de waarde voor ophoogmateriaal gehanteerd. Voor ophoogmaterialen wordt uitgegaan van een maximale hoogte van 2 meter, voor funderingsmateriaal van een maximale toepassingshoogte van 0.5 meter.

Tabel 7.4 Gangbare toepassingsscenario's van niet-vormgegeven bouwstoffen: als ophoog- of als funderingsmateriaal

	Toepassing (de Wilde et al., 2002)
AVI-bodemas	O <sup>1</sup>
Asfaltgranulaat	F <sup>1</sup>
Asfaltbeton	F
Betongranulaat	F
Brekerzand	O
Breksteen	O
Drinkwaterreststoffen	O
E-bodemas	O
E-vliegas	O
ELO-slakken	F
Fosforslakken	F
Flugsand	O
Geëxpandeerde gebakken kleikorrels	O
Hoogovenslakkenmengsel	F
Hydraulisch menggranulaat	F
Lavasteen	F
LD-staalslakken	O
LD-mengsel	O
Metselwerkgranulaat	F
Menggranulaat	F
Mijnsteen	O
Puin	O, F
Sorteerzeefzand	O
Steenlag	F
Thermisch gereinigd teerhoudend asfaltgranulaat	O
Vormzand	O
Zeefzanden	O

<sup>1</sup> O= ophoogmateriaal, F= funderingsmateriaal

In de overzichtstabellen in de paragrafen 7.3, 7.4 en 7.5 wordt aangegeven hoeveel procent van de gemeten partijen per bouw materiaal *niet* aan de emissie-eis voldoet. Daarnaast is middels de kleur de mate van overschrijding nog geaccentueerd. Lege cellen geven aan dat er geen data zijn. In het bovenste deel van de overzichtstabellen zijn de data uit 1998-2001 bewerkt, in het onderste deel de data die opgevraagd zijn uit 2003-2004.

Data die onder de detectielimiet waren, zijn vermenigvuldigd met een factor 0.7. Dit maakt het mogelijk om te rekenen met datasets die bestaan uit waarden boven en onder de detectielimiet. In de materiaalbladen in Bijlage 12 is aangegeven hoe groot de datasets zijn en hoeveel waarden er boven de detectielimiet ( $n > LOD$ ) zijn. Van de testdata (in mg/kg) zijn de betrokken aantallen in kolommen weergegeven die het gemiddelde, de 50-, 90-, 95- en 99-percentielen gegeven, alsmede de maximum en minimum testresultaten. Voorts is per rij data de betrokken dataset '2001' dan wel '2003-2004' aangegeven. Onder elke datatabel is (gemakshalve nogmaals) een selectie uit de overzichtstabellen weergegeven.

Als meer dan 95% van de data onder de detectielimiet ligt én de emissie-eis eveneens lager is dan  $0.7 \times$  detectielimiet dan wordt er geen mate van overschrijding gepresenteerd. De detectielimiet is dan immers niet laag genoeg om de mate van overschrijding te kunnen beoordelen. In de consequentietabellen zijn die gevallen aangegeven met een 'X'.

Als alle data lager waren dan de detectielimiet én als ook de emissie-eis hoger is dan 0.7\* detectielimiet, dan is een getalsmatige weergave van de overschrijdingen (namelijk 0%) wel gerechtvaardigd en worden deze ook als zodanig gepresenteerd.

Overschrijding van de emissie-eisen, zoals getoond in de consequentietabellen, kan op twee manieren worden uitgelegd.

1. Overschrijding geeft aan dat de toepassing van een bouwstof kan stagneren.
2. Overschrijding geeft aan dat de milieukwaliteitscriteria in bodem en/of water kunnen worden overschreden. De kans op overschrijding van milieukwaliteitscriteria wordt groter als de toepassingshoogte in de praktijk hoger is dan die waarop de emissie-eis is gebaseerd. In dit rapport is daartoe voor 4 verschillende toepassingshoogtes gerekend.

Overschrijding van emissie-eisen betekent niet dat toepassing van een dergelijke bouwstof overal tot problemen zal leiden. De eisen houden rekening met een range aan omstandigheden en zijn in principe beschermend voor kwetsbare en minder kwetsbare gebieden. Bouwstoffen die de emissie-eis overschrijden kunnen vermoedelijk in veel situaties zonder risico worden toegepast. Hierover zou een locatiespecifieke beoordeling uitsluitsel kunnen geven. Die mogelijkheid valt echter nadrukkelijk buiten de scope van dit rapport.

## 7.3 Niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing

### 7.3.1 Nul-variant

Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data X Data < det. limiet en det. limiet > eis 0-5% 5-20% 20-100% overschrijding gemeten partijen

Data 2001	hoogte (m)	Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex	
Asfaltgranulaat	0.5	13																					
Asfaltbeton	0.5																						
AVI-bodemas	2	100		24		6		97		16	100		19	27			88	100	28	68			
Betongranulaat	0.5			14																			
Brekerzand (recycling)	2			7				24						X									
Breuksteen	2								X				X										
Drinkwaterreststoffen	2										7		X	X					17		X	88	
EC-bodemas	2	14																		6			
Flugsand	2									43									93				
Hoogovenslakkenmengsel	2			100									18	45							100	25	
Hydraulisch Menggranulaat	0.5				5																		
Kleikorrels (geexpandeerde gebakken)	2														8				100				
Lavasteen	2																		36		X		
LD-mengsel	2			96										X									
LD-staalslakken	2			51										X			X						
Menggranulaat	0.5	X																		9			
Metselwerkgranulaat	0.5																			20			
Mijnsteen	2	100	22								33		67	78				11	67				
Puin	2																	20	10	65	20		
Sorteerzefzand (gereinigd)	2	100									60							100	20	100	100		
Steen slag	2																						
Thermisch gereinigd TAG	2	95													12				93	36			
Zeezand (breker)	2	17						25					X	X					27	76			
Zeezand (overig)	2	15						17		8			X	X					31	69			
Baggerspecie (gerijpt)	2						20				30	20				X	10	10	70	100			
Baggerspecie (vers)	2															X				33			
Grond (gereinigd)	2	100	X		X	X			X	X						X							
Grond (overig)	2																	27		18			
Grond (verontreinigd)	2		X		X			13	X	X						X							

Data 2003-2004	hoogte (m)	Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex	
Asfaltgranulaat	0.5	51													5							11	
Asfaltbeton	0.5			50																			
AVI-bodemas	2	99		31				97		8	100			32			81	97	11	44			
Betongranulaat	0.5			9																			
Breuksteen	2						9													20			
Drinkwaterreststoffen	2								X		6						15			10			
E-vlieg as	2	26		92	X	71					100		90		18		14		99	32			
EC-bodemas	2												11										
ELO-staalslakken	22			100							100				20								
Flugsand	2																			80			
Fosforlakken (ongebonden)	2													60	10			20	100				
Fosforlakkenmengsel	2			91										17			9	36	100				
Hoogovenslakkenmengsel	2			67									100	X						50			
Hydraulisch menggranulaat	0.5			6																			
Lavasteen	2															20			40				
LD-mengsel	2			96										X									
LD-staalslakken	2			48																			
Menggranulaat	0.5	X							X											11			
Metselwerkgranulaat	0.5																						
Mijnsteen	2	100	13											63	X			50	100				
Natuursteen	2																			67			
Pleisterwerk	0.5			50		10										10							
Steen slag	2						7								X				59	17			
Thermisch gereinigd TAG	2	X				X	X				X				X		X		X	X			



### 7.3.3 Systeem 4A – MTT – 0.5m

Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

	geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen																
<b>Data 2001</b>																						
	Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex	
Asfaltgranulaat		X		X			100									X						
Asfaltbeton							6								6							
AVI-bodemass	96			66		X	100				73				96		100		82			
Betongranulaat				X			100				20				99				6			
Brekerzand (recycling)				100			100				56				X				14			
Breksteen				X		X	X				X	X			X							
Drinkwaterreststoffen				X		81	100				78				X				6	X		100
EC-bodemass	14			X		X	X				X				X				17			
Flugsand							18															
Hoogovenslakkenmengsel				56			50								56					100		100
Hydraulisch Menggranulaat				100		24	100				41				100				20			
Kleikorrels (geexpandeerde gebakken)		22													42				68			
Lavasteen							X								9					X		100
LD-mengsel				X			74				X				X							
LD-staalslakken				X		X	69				X				6	X						
Menggranulaat	X			X			100				24				X				24			
Metselwerkgranulaat				X		8	100				41				X				50			
Mijnsteen	89	33		X			78								X		11					
Puin				X			100				X				10	X			65			
Sorteerzefzand (gereinigd)	100						100				100				100		20		100			
Steenlag							X								X							
Thermisch gereinigd TAG	69														53				76			
Zeezand (breker)	17			X			100				75				25	X			86			
Zeezand (overig)				X		8	100				42				42	X			85			
Baggerspecie (gerijpt)				80		20	100				60				10	90		10	100			
Baggerspecie (vers)				35			50				57					81			83			
Grond (gereinigd)	100	13		76			93				44				83							
Grond (overig)																	36		18			
Grond (verontreinigd)		9		52			96				86				97							
<b>Data 2003-2004</b>																						
Asfaltgranulaat	18			81			100				9			14	100				15			
Asfaltbeton							50								X							
AVI-bodemass	96			93			100				71				100		97		56			
Betongranulaat				65		19	100				37				92							
Breksteen				X		36	X				13				100							
Drinkwaterreststoffen				X			100				94				X				20			
E-vliegas	7	X		X	68		X				24			31	X				68			
EC-bodemass							X				5				X							
ELO-staalslakken						100	100				100				100							
Flugsand						20	67				50				71							
Fosforlakken (ongebonden)							X							10	X		30		10			
Fosforlakkenmengsel							X								36	X		36				
Hoogovenslakkenmengsel							X								100	X			67			
Hydraulisch menggranulaat				72		19	100				44				78				14			
Lavasteen				X			X								40	100						
LD-mengsel							50								50							
LD-staalslakken				X			X				23				20							
Menggranulaat	X			X		17	100				45				X				24			
Metselwerkgranulaat				X			100								X				29			
Mijnsteen	50	38		X			100								X		50					
Natuursteen				X		33	X				X				X							
Pleisterwerk				X	10	X	70				X				60							
Steenlag				X		10	X								X				17			
Thermisch gereinigd TAG	X			X	X	X	X				X			X	X				X			





### 7.3.5 Systeem 4A – MTT – 2m

Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

	geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen																
<b>Data 2001</b>																						
	Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex	
Asfaltgranulaat		X		X		100	100				100			10	X							
Asfaltbeton							100															
AVI-bodemass	98			69	20	X	100				99				100		100		86			
Betongranulaat				X		99	100				100				100				9			
Brekerzand (recycling)				100		X	100				100				X				31			
Breksteen				X		X	X				X	X			X							
Drinkwaterreststoffen				X	X	100	100				96				X				9	X		100
EC-bodemass	14			X	X	X	X				X			8	X				47			
Flugsand				X		X	100				X				X							
Hoogovenslakkenmengsel				67		55	100				100				100				18	100		100
Hydraulisch Menggranulaat				100		100	100				97			9	100				21			
Kleikorrels (geexpandeerde gebakken)		33												83					95			
Lavasteen							X				X			27	X						X	100
LD-mengsel				X	17	X	100				X				X							
LD-staalslakken				X		X	100				X			10	X							
Menggranulaat	X			X	13	99	100				100				X				40			
Metselwerkgranulaat				X	14	96	100				100				X				78			
Mijnsteen	89	44		X		X	100				X	44			X			22				
Puin				X		X	100				X			20	X			20	65			
Sorteerzeefzand (gereinigd)	100			20		X	100				100				100			60	100			
Steenlag							X				X				X							
Thermisch gereinigd TAG	78													78					92			
Zeefzand (breker)	17			X		X	100				100			25	X				90			
Zeefzand (overig)				X	8	100	100				100			75	X		8		100			
Baggerspecie (gerijpt)		10		90	20	80	100				100			10	90		10		100			
Baggerspecie (vers)		6		47			100				76				90				100			
Grond (gereinigd)	100	13		86		100	99				78				90							
Grond (overig)											100						45		36			
Grond (verontreinigd)		11		66			98				95				97							
<b>Data 2003-2004</b>																						
Asfaltgranulaat	31			89		100	100				100			21	100				24			
Asfaltbeton			50		25	X	100				X				X							
AVI-bodemass	98			93	16	100	100				100				100		99		66			
Betongranulaat				99		94	100				98				100							
Breksteen				X		100	X				100				100							
Drinkwaterreststoffen				X		X	100				94				X		6		33			
E-vliegas	10	X		X	89	X	X				X	74		35	X				79			
EC-bodemass				X		X	X				100			10	X				26			
ELO-staalslakken						100	100				100				100	100						
Flugsand						40	100				100				100							
Fosforslakken (ongebonden)				X		X	X				X			10	X		40		30			
Fosforslakkenmengsel				X		X	X				X			45	X		55					
Hoogovenslakkenmengsel				X		X	X				X			100	X				67			
Hydraulisch menggranulaat				89		89	100				94			7	100				51			
Lavasteen				X		X	X				X			70	100							
LD-mengsel				X	17	X	100				X				67							
LD-staalslakken				X		10	X				100				30							
Menggranulaat	X			X	14	86	100				96				X				41			
Metselwerkgranulaat				X	19	X	100				X				X				57			
Mijnsteen	88	63		X		X	100				X	38			X		50					
Natuursteen				X		100	X				X				X							
Pleisterwerk				X	35	X	100				X				100							
Steenlag		X		X		73	X				97				X				21			
Thermisch gereinigd TAG	X			X	X	X	X				X			X	X				X			





## 7.4 Niet-vormgegeven bouwstoffen met een geïsoleerde toepassing

### 7.4.1 Systeem 4A – *Stand still* – 0.5 m

Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data X Data < det. limiet en det. limiet > eis 0-5% 5-20% 20-100% overschrijding gemeten partijen

Data 2001

	Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4
Asfaltgranulaat																			
Asfaltbeton																		####	
AVI-bodemas			14				48		100							99	13		
Betongranulaat																			
Brekerzand (recycling)																			
Breuksteen								X				X							
Drinkwaterreststoffen																			X
EC-bodemas									32										
Flugsand																			
Hoogovenslakkenmengsel																			
Hydraulisch Menggranulaat																10			
Kleikorrels (geexpandeerde gebakken)																			
Lavasteen																			
LD-mengsel																			
LD-staalslakken																	X		
Menggranulaat																			
Metselwerkgranulaat																19			
Mijnsteen									22		11					11			
Puin																60			
Sorteerzefzand (gereinigd)									60							100			
Steen slag																			
Thermisch gereinigd TAG																			
Zeezand (breker)																22			
Zeezand (overig)									8										
Baggerspecie (gerijpt)									30								30		
Baggerspecie (vers)															10				
Grond (gereinigd)	7																		
Grond (overig)																	X		
Grond (verontreinigd)																			

Data 2003-2004

Asfaltgranulaat																6			
Asfaltbeton			50																
AVI-bodemas							58		100							91	44		
Betongranulaat																			
Breuksteen																			
Drinkwaterreststoffen									6							23			
E-vliegias			76						100		50					36			
EC-bodemas									8										
ELO-staalslakken									100										
Flugsand																			
Fosforslakken (ongebonden)																40		10	
Fosforslakkenmengsel																45			
Hoogovenslakkenmengsel																			
Hydraulisch menggranulaat																			
Lavasteen																			
LD-mengsel																			
LD-staalslakken																			
Menggranulaat								X								10			
Metselwerkgranulaat										10									
Mijnsteen																50			
Natuursteen																			
Pleisterwerk			15							10						25			
Steen slag																			
Thermisch gereinigd TAG									X							X			















## 7.6 Conclusies

### Niet-vormgegeven bouwstoffen

In Tabel 7.5 zijn de consequenties zoals weergegeven in paragraaf 7.3 voor niet-vormgegeven bouwstoffen met een open toepassing verder samengevat, om duidelijk te maken welke componenten veelvuldig met overschrijding van emissie-eisen te maken kunnen krijgen. Bovendien kunnen hiermee de verschillende normvarianten vergeleken worden.

Tabel 7.5 Percentage bouwstoffen dat significante overschrijdingen heeft voor verschillende normvarianten. Significante = meer dan 5% van de gemeten partijen

		geen data	0-5%	5-20%	20-100% van de bouwstoffen																	
		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	CN-vrij	CN-complex
nulvariant	0.5 m	28	4	35	2	6	6	12	0	4	26	2	14	17	15	2	17	20	46	38	100	67
stand still																						
S4a zonder A	0.5 m	96	60	42	27	4	15	24	4	4	71	4	71	4	64	12	51	38	31	41	33	0
S4a minimaal A	0.5 m	46	10	40	6	4	13	25	0	4	38	4	26	4	44	6	19	38	31	41	33	0
risico																						
S4a zonder A	0.5 m	23	10	0	46	4	29	95	0	0	0	57	2	0	31	80	0	20	0	53	100	100
S4a minimaal A	0.5 m	23	10	0	6	4	13	29	0	0	0	4	2	0	31	6	0	20	0	53	100	100
S4b zonder A	0.5 m	27	14	50	0	4	0	4	0	0	0	4	2	0	25	6	0	20	31	53	100	
S4b minimaal A	0.5 m	27	10	50	0	4	0	4	0	0	0	4	2	0	25	6	0	20	31	53	100	
S4a zonder A	2 m	23	14	2	72	25	81	97	0	0	0	97	7	0	42	95	0	24	0	57	100	100
S4a minimaal A	2 m	23	8	2	6	25	13	29	0	0	0	4	7	0	42	6	0	24	0	57	100	100
S4A geïsoleerd	0.5 m	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67
S5 poldersloot		0	0	26	0	0	0	16	0	6	0	4	0	0	13	6	0	0	0	6	0	67

De consequentie van de op risico's gebaseerde emissiewaarden voor hergebruiksmogelijkheden van bouwstoffen is in het algemeen een verruiming ten opzichte van de eisen uit het Bouwstoffenbesluit. De berekeningen uitgaande van een toepassingshoogte van 0.5 m met systeem 4A en met systeem 4B tonen een vermindering ten opzichte van de nulvariant van overschrijdingen voor bromide, tin, molybdeen, seleen en lood. Beide systemen 4A en 4B leiden tot meer overschrijdingen voor arseen, nikkel, vanadium, zink en sulfaat. Het aantal overschrijdingen blijft ongeveer gelijk voor antimoon, chroom, kwik, chloride, cyaniden en sulfaat. De hoge percentages voor cyaniden zijn een gevolg van het feit dat er slechts van 3 bouwmaterialen (voldoende) gegevens zijn verzameld, en dat zijn bouwmaterialen waarvan a priori werd verwacht dat cyaniden een probleem konden vormen.

De consequenties lopen uiteen tussen systeem 4A en 4B bij barium, cadmium, kobalt, koper, nikkel en fluoride. De emissie-eisen lopen in deze gevallen zodanig uiteen dat dat ook in de consequenties voor bouwmaterialen zichtbaar wordt. Op de redenen voor deze verschillen is in hoofdstuk 6 uitgebreid ingegaan. De speciatieberekeningen met systeem 4B duiden op een toename van overschrijdingen voor barium, terwijl daar met de adsorptieberekeningen van systeem 4A juist een afname van het aantal overschrijdingen zou zijn. Voor cadmium, kobalt, koper en nikkel laat systeem 4A juist meer overschrijdingen zien dan systeem 4B. Oorzaken hiervoor liggen aan verschillen in de berekening van de mobiliteit van de componenten.

Voor systeem 4A is in Tabel 7.5 ook aangegeven wat het aantal overschrijdingen van de norm zou zijn indien de norm zou worden gebaseerd op een toepassingshoogte van 2 meter in plaats van 0.5 m. Voor de meeste componenten neemt het percentage overschrijdingen toe, maar het meest in het oog springend is dat het geval voor chroom, kobalt, nikkel en seleen. De meeste bouwmaterialen uit de gegevensset kunnen voldoen aan de nieuwe, volgens de risicobenadering afgeleide, emissiewaarden voor kwik, tin, seleen, molybdeen, lood en bromide. Bij de toepassing van bouwstoffen onder geïsoleerde omstandigheden treden nauwelijks overschrijdingen meer op. Alleen de cyaniden kunnen nog tot overschrijdingen

van emissie-eisen leiden. Bij emissie-eisen afgeleid met systeem 5 voor poldersloten, kunnen barium, koper, lood, vanadium, zink, sulfaat en cyaniden voor significante overschrijdingen zorgen.

In Tabel 7.6 is de informatie van de afzonderlijke componenten gecomprimeerd en is te zien welke bouwstoffen voor meerdere componenten in de problemen komen. Hierbij zijn verschillende normvarianten met elkaar vergeleken.

Als we ervan uitgaan dat een bouw materiaal als problematisch wordt beschouwd bij significante overschrijdingen voor 3 of meer componenten voor alle normvarianten, dan blijven de volgende probleembouwstoffen bestaan:

AVI bodem-as:

Asfaltgranulaat

Baggerspecie (vers)

Baggerspecie (gerijpt)

E-vliegas

Fosforslakken (ongebonden)

Kleikorrels (geëxpandeerd gebakken)

Mijnsteen

Puin

Sorteerzeefzand (gereinigd)

Thermisch gereinigd TAG

Zeefzand (breker)

Zeefzand (overig)

Het blijkt dat de normvarianten afgeleid op basis van risico's (MTT) met systeem 4A (waarbij de emissiewaarde minimaal gelijk wordt gesteld aan de term a) en met systeem 4B beide verruimend werken. De onderzochte bouwstoffen kunnen alle voldoen aan de emissie-eisen afgeleid voor geïsoleerde toepassingen. Bouwstoffen voldoen beter aan emissie-eisen afgeleid van oppervlaktewatersscenario's dan aan emissie-eisen afgeleid van bodemscenario's. Echter, om met een generiek beschermingsniveau te garanderen zullen emissie-eisen afgeleid voor de bodem als uitgangspunt dienen voor de nieuwe normstelling.

*Tabel 7.6 Overschrijdingen voor niet-vormgegeven bouwstoffen. Aantal componenten per bouwstof waarvoor significante overschrijdingen (>5%) van de afgeleide kritische emissiewaarde zouden gelden. Onder aan de tabel is aangegeven hoeveel procent van de bouwstoffen voor meer dan 3 componenten met significante overschrijdingen te maken krijgt. Gearceerd zijn bouwmaterialen die in alle varianten voor 3 of meer componenten significante overschrijdingen vertonen.*

Data 2001	aantal	aantal	nulvariant	S4a zonder A	S4a minimaal A	S4a zonder A	S4a minimaal A	S4b zonder A	S4b minimaal A
	partijen	componenten	0.5 m	stand still 0.5m	stand still 0.5m	risico 0.5m	risico 0.5m	risico 0.5m	risico 0.5m
Asfaltgranulaat	26	20	1	4	2	1	0	1	1
Asfaltbeton	18	11	0	4	3	2	0	2	2
AVI-bodemas	398	20	12	14	10	7	4	6	6
Betongranulaat	128	20	1	2	1	4	2	2	2
Brekerzand (recycling)	34	20	2	4	2	4	2	2	2
Breuksteen	42	21	0	2	1	0	0	0	0
Drinkwaterreststoffen	54	21	3	3	1	5	3	1	1
EC-bodemas	154	20	3	6	5	2	2	3	3
Flugsand	15	21	1	1	1	1	0	1	1
Hoogovenslakkenmengsel	11	21	5	5	4	5	2	2	2
Hydraulisch Menggranulaat	83	20	1	11	8	6	3	2	2
Kleikorrels (geexpandeerde gebakken)	19	7	2	4	4	3	3	4	4
Lavasteen	11	21	1	1	1	2	2	1	1
LD-mengsel	32	20	1	1	1	1	0	1	1
LD-staalslakken	59	20	1	3	2	2	1	1	1
Menggranulaat	612	20	1	7	5	3	2	2	2
Metselwerkgranulaat	50	20	1	8	6	4	3	1	1
Mijnsteen	9	20	7	7	5	4	3	3	3
Puin	20	20	4	6	4	4	3	3	3
Sorteerzefzand (gereinigd)	24	20	6	7	7	6	3	4	4
Steenlag	24	21	0	1	0	0	0	0	0
Thermisch gereinigd TAG	29	6	4	5	5	3	3	4	4
Zeezand (breker)	49	20	4	8	6	5	4	4	4
Zeezand (overig)	13	20	5	6	6	5	3	3	3
gemiddeld aantal componenten			2.7	5.1	3.8	3.6	2.2	2.4	2.3
<b>Data 2003-2004</b>									
Asfaltgranulaat	114	20	3	8	4	7	3	3	3
Asfaltbeton	4	20	1	1	1	1	0	1	1
AVI-bodemas	517	20	10	12	8	7	4	5	5
Betongranulaat	492	20	1	6	1	5	1	1	1
Breuksteen	13	20	2	3	2	3	1	1	1
Drinkwaterreststoffen	52	20	3	6	4	3	1	2	2
E-vliegas	72	20	9	9	9	5	5	7	7
EC-bodemas	108	20	1	4	3	1	0	0	0
ELO-staalslakken	5	20	3	4	3	4	1	2	2
Flugsand	12	20	1	6	1	4	0	0	0
Fosforslakken (ongebonden)	10	20	4	7	4	3	3	4	4
Fosforslakkenmengsel	11	20	5	7	6	2	2	4	4
Hoogovenslakkenmengsel	6	20	3	4	4	2	2	2	2
Hydraulisch menggranulaat	145	20	1	9	4	6	2	2	2
Lavasteen	10	20	2	2	2	2	1	2	2
LD-mengsel	23	20	1	3	1	2	0	1	1
LD-staalslakken	21	20	1	1	1	2	0	1	1
Menggranulaat	3383	20	1	8	6	4	3	2	2
Metselwerkgranulaat	17	20	0	2	1	2	1	2	2
Mijnsteen	8	20	5	8	5	4	3	4	4
Natuursteen	3	20	1	1	1	1	1	0	0
Pleisterwerk	20	20	3	7	6	3	3	3	3
Steenlag	90	20	3	5	4	2	2	2	2
Thermisch gereinigd TAG	19	20	0	0	0	0	0	0	0
gemiddeld aantal componenten			2.7	5.1	3.4	3.1	1.6	2.1	2.1
<b>% bouwstoffen met voor meer dan 3 componenten een significante overschrijding. Totaal over beide monitoringperiodes.</b>									
			26	68	53	49	11	23	21

### Vormgegeven bouwstoffen

Toepassingen van vormgegeven bouwstoffen voldoen beter aan de nieuwe normen dan niet-vormgegeven bouwstoffen. Voor diverse bouwmaterialen met natte toepassingen (100% nat) zijn koper, vanadium en zink probleemcomponenten. In droge toepassingen (10% nat) zijn die problemen er nauwelijks.

De percentages in Tabel 7.7 laten zien (voor toepassingen op bodem) dat bij overgang van een *stand still*-benadering naar een risicobenadering gemiddeld het aantal componenten dat overschrijdingen kent is verminderd.

*Tabel 7.7 Overschrijdingen voor vormgegeven bouwstoffen. Aantal componenten per bouwstof waarvoor overschrijdingen (als '>5%') van de afgeleide kritische emissiewaarde zouden gelden. Onderaan de tabel is aangegeven hoeveel procent van de bouwstoffen voor meer dan 3 componenten met significante overschrijdingen te maken krijgt.*

Data 2001	aantal partijen	gemeten componenten	Nulvariant 10%	Nulvariant 100%	S4a-10% Stand still	S4a-100% Stand still	S4a-10% Risico	S4a-10% Risico
Betonmortel	60	8	0	0	0	0	0	0
Betonproducten	28	19	0	0	0	1	0	0
Bitumineuze afdichtingsmaterialen	8	19	0	0	0	1	2	3
Breuksteen	14	19	0	0	0	0	0	0
Cellenbeton	28	4	1	1	0	0	0	0
Fosforslakken (hydraulisch gebonden)	14	19	0	0	0	2	0	0
Fosforslakken (ongebonden)	12	19	0	1	0	0	0	0
Hoogovenslakkenmengsel	14	18	0	0	0	2	0	0
Kalkzandsteen	10	19	0	0	0	0	0	0
Keramische dakpannen	52	19	0	3	2	3	1	2
Keramische straatbakstenen	4	6	0	0	0	1	0	1
Keramische tegels	27	19	1	0	0	1	0	0
Metselbakstenen	43	8	0	2	2	3	0	2
gemiddeld aantal componenten			0.2	0.5	0.3	1.1	0.2	0.6
<b>Data 2003-2004</b>								
Asfaltbeton	72	19	0	1	1	1	0	2
Betonmortel	136	11	0	1	0	0	0	1
Betonproducten	164	19	0	0	1	1	0	0
Bitumineuze afdichtingsmaterialen	20	19	0	0	0	0	0	2
Cellenbeton	14	19	0	2	0	0	0	2
Cementgebonden mortel	12	10	0	0	0	0	0	0
Fosforslakken (ongebonden)	6	5	0	0	0	0	0	0
Fosforslakkenmengsel	8	4	0	1	0	0	0	0
Hoogovenslakken	6	4	0	1	0	1	0	0
Kalkzandsteen	6	19	0	0	0	0	0	0
Keramische dakpannen	6	19	1	1	1	1	1	1
Keramische straatbakstenen	6	18	0	0	0	0	0	1
Keramische tegels	18	18	0	0	0	0	0	0
LD-staalslakken	21	18	0	0	0	0	0	0
Metselbakstenen	37	18	0	1	1	3	0	1
Schuimbeton	10	10	0	0	0	0	0	1
Vezelcementplaten	8	1	0	0	0	0	0	0
gemiddeld aantal componenten			0.1	0.5	0.2	0.4	0.1	0.6
% bouwstoffen met voor meer dan 3 componenten overschrijdingen in meer dan 5% van de geteste partijen.			0	0	0	0	0	0

Voor vormgegeven bouwstoffen lijkt de keuze van de normvariant minder belangrijk. Er zijn geen bouwmaterialen die voor alle varianten voor 3 of meer componenten overschrijdingen laten zien.





## 8 Conclusies en aanbevelingen

### 8.1 Conclusies

In de inleiding is een viertal beleidsvragen geformuleerd:

- 1) Welke alternatieven zijn er voor het concept 'marginale bodembelasting'?
- 2) Wat zijn de mogelijkheden van een generieke effectgerichte benadering?
- 3) Welke consequenties hebben deze alternatieven voor de verschillende bouwstoffen?
- 4) Kan er een realistischer model worden gehanteerd voor de verdeling van componenten over bodem en grondwater?

#### *1. Welke alternatieven zijn er voor het concept 'marginale bodembelasting'?*

Als alternatief voor het begrip marginale bodembelasting, is een *stand still*-benadering uitgewerkt en is een risicobenadering geformuleerd voor bodem en grondwater en voor oppervlaktewater. Voor *stand still* is uitgegaan van 1% van de streefwaarde bodem gemiddeld over 1 m bodem, en maximaal 100% van de streefwaarde in het bovenste grondwater. Afhankelijk van de beleidsambities kan ook tot een ander percentage worden besloten. Voor de risicobenadering ligt in het preventieve beleidskader het handhaven van het MTR niveau voor de hand. Bouwstoffen worden onafhankelijk van de ter plaatse aanwezige achtergrondgehalten beoordeeld. De risicobenadering is derhalve gebaseerd op de Maximaal Toelaatbaar Toevoeging (MTT). Deze risicomaat is afgeleid van gemeten ecotoxicologische effecten. De Kaderrichtlijn Water en de aanstaande dochterrichtlijn Grondwater maken het bovendien noodzakelijk bij de voorgenomen herziening van de emissiewaarden expliciet rekening te houden met effecten in het grondwater.

#### *2. Wat zijn de mogelijkheden van een effectgerichte benadering?*

Het gebruik van ecologische risicogrenzen op het niveau van de MTT is een goede mogelijkheid om invulling te geven aan een effectgerichte benadering. Voor sommige componenten is het aantal experimentele gegevens waarop de MTT is gebaseerd klein. Derhalve omvat de MTT onzekerheidsfactoren, en is deze wellicht voor sommige componenten aan de veilige kant. De mogelijkheid om gecombineerde effecten van uitgeloopte componenten in generieke emissiewaarden te verwerken, anders dan met een veiligheidsfactor, is nog beperkt. Aanvullend (experimenteel) onderzoek is noodzakelijk om deze onzekerheden te verkleinen. Voor het aangeven van gecombineerde effecten in specifieke gevallen bestaan wel methoden.

#### *3. Welke consequenties hebben deze alternatieven voor de verschillende bouwstoffen?*

De emissiewaarden afgeleid voor het oppervlaktewater zijn in de vrijwel alle gevallen ruimer dan de emissiewaarden afgeleid voor het bodem/grondwatersysteem. Ook de toepassing van bouwstoffen in het oppervlaktewater volgens deze emissiewaarden levert geen knelpunten op. De op risico's gebaseerde emissiewaarden voor hergebruiksmogelijkheden van bouwstoffen zijn in het algemeen verruimend ten opzichte van de eisen uit het Bouwstoffenbesluit.

#### *Kan er een realistischer model worden gehanteerd voor de verdeling van componenten over bodem en grondwater?*

Het is mogelijk gebleken om met meer realistische, conceptuele, modellen emissiewaarden af te leiden, waarbij rekening wordt gehouden met diverse processen die in de bodem optreden.

Er zijn twee modellen gebruikt waarin rekening wordt gehouden met verdeling over de vloeibare en vaste fase in de bodem, neerwaarts transport en een variabel emissiepatroon. De modellen verschillen vooral in de manier waarop binding in de bodem is uitgewerkt. Het onderzoek heeft aangetoond dat, naast modellering op basis van lineaire adsorptiecoëfficiënten, ook geochemische modellering op basis van de speciatie van componenten in de bodem kan worden gebruikt voor beleidsontwikkeling en normstelling.

Voor wat betreft de uitkomsten van deze twee modellen kan het volgende worden opgemerkt:

- Het beleidsmatig gekozen tijdraam van 100 jaar én de middeling van de concentraties in bodem en grondwater over de bovenste meter zijn zeer bepalend voor de afgeleide kritische emissiewaarden. De randvoorwaarden houden rechtstreeks verband met beschermingsdoelen en geven daarmee ruimte voor beleidskeuzes.
- Hoewel door de keuze van de bindingsparameters een generiek beschermingsniveau is nagestreefd, zijn er voor andere beleidsmatige uitgangspunten zoals tijdraam en laagdikte minder conservatieve keuzes gemaakt. Voorts leiden ook keuzes betreffende de bronterm, mengseltoxiciteit en achtergrondconcentraties tot ruimte in de emissiewaarden.
- Wanneer de resultaten van de adsorptie benadering, op basis van  $K_p$ -waarden, worden vergeleken met die van de benadering op basis van speciatie en competitie, blijkt dat er voor een belangrijk aantal componenten overeenkomstige emissiewaarden zijn. Overeenkomsten tussen de twee benaderingen worden groter als de beschouwde tijdsperiode wordt verlengd van 100 naar 1000 jaar. De overeenkomsten zijn in belangrijke mate bepaald door de beleidsmatige randvoorwaarden voor het tijdraam (100 jaar) en laagdikte (1 m) in zowel bodem als grondwater. De bodemprofielen en doorbraakcurven in het grondwater laten wel verschillen zien tussen de beide benaderingen. De verschillen komen vanwege de bovengenoemde gehanteerde beschermingscriteria vaak niet tot uitdrukking in de emissiewaarde.

## 8.2 Aanbevelingen

- Aanbevolen wordt met name voor de componenten waarvoor weinig toxiciteitsgegevens aanwezig zijn, meer toxicologische informatie te gaan verzamelen om deze onzekerheden te verkleinen. Risicogrenzen voor het grondwater zijn nu gebaseerd op ecologische effecten in het oppervlaktewater. Nader onderzoek naar de gevoeligheid van grondwater ecosystemen is gewenst.
- De beoordeling van effecten van bouwstoffen kan verbeterd worden door rekening te houden met gecombineerde effecten van een mengsel van stoffen. Hiervoor is informatie nodig over de verhouding van componenten die uitlogen (bouwstofspectiefiek).
- Het is gewenst een reeks aan, onderling consistente, modellen voorhanden te hebben die ingezet worden voor verschillende problemen. Vanuit de gedachte 'makkelijk als het kan, moeilijk als het moet' worden veelal 3 trappen onderscheiden. In het algemeen zijn modellen in de hogere trappen complexer, locatiespecifieker, vereisen ze meer invoergegevens, en zijn ze minder 'worst case'. Afhankelijk van de probleemstelling moet het meest passende model ingezet worden. In deze getrapte benadering kan speciatie-modellering als complexer en realistischer worden beschouwd dan de modellering met evenwichtsadsorptie.
- Aanbevolen wordt in een vervolg na te gaan wat de precieze oorzaken zijn van verschillen tussen de sorptie- en de speciatieberekeningen. Gericht onderzoek ter optimalisatie van bindingsparameters van componenten waarvan het gedrag in de bodem nog onvolledig bekend is, wordt hierbij aanbevolen. Ook het uitgangspunt om

alleen de mobiliteit van toegevoegde componenten te beschouwen verdient hierbij aandacht.

- Validatie van voorspellingen op basis van veldgegevens onder bestaande bouwstof-toepassingen is zowel voor bouwstofproducten als voor de overheid van groot belang om onzekerheden in langetermijn-voorspellingen van emissies vast te stellen en de normstelling te verbeteren.
- Om de nauwkeurigheid van modelvoorspellingen verder te vergroten wordt aanbevolen om de reactiviteit van organische en minerale oppervlakken in de Nederlandse bodem, zowel door metingen als verdere modelontwikkeling, nader in kaart te brengen. Met name heeft dit onderzoek duidelijk gemaakt dat opgeloste organische stof (DOC) een bepalende rol speelt bij het transport van uitgeloopte componenten in bodem en grondwater. Van zowel de concentraties als het transport van DOC in de Nederlandse bodems is nog relatief weinig bekend.
- Voor toepassingen in oppervlaktewater worden al langer parameters als pH, nutriënten en zwevend stof genoemd als gewenste uitbreidingen. Voor dergelijke nieuwe parameters moet de modellering worden uitgewerkt en moeten tevens de milieucriteria nog worden vastgesteld. Het is derhalve nog niet mogelijk voor deze parameters emissiewaarden te formuleren.
- De rekenmethodieken zijn in principe ook geschikt voor het berekenen van emissiewaarden voor organische componenten. Voor deze componenten geldt momenteel een samenstellingseis. Uitloogtesten zijn nog onvoldoende gestandaardiseerd om normering op te baseren. De relatie tussen uitloging en samenstelling is nog niet eenduidig vast te stellen, maar diversie studies hebben aangetoond dat ook voor organische verontreinigingen vaak slechts een fractie van de samenstelling uitloogbaar is. Aanbevolen wordt de methodieken voor uitloging van organische stoffen te optimaliseren en uitloognormen voor organische stoffen af te leiden.



## Literatuur

- Aalbers, Th.G., Wilde, P.G.M. de, Vermij, P.H.M., Saft, R.J., Beek, A.I.M. van de, Broekman, M.H., Masereeuw, P., Kamphuis, C., Dekker, P.M. en Valentijn, E.A. (1993), Milieuhygiënische kwaliteit van primaire en secundaire bouwmaterialen in relatie tot hergebruik en bodem- en oppervlaktewaterbescherming, RIVM, Bilthoven, rapport nr. 771402006.
- Allison, J. D., Brown, D. S., en Novo-gradac, K. J. (1991) MINTEQA2/PRODEFA2, Geochemical assessment model for environmental systems: version 3.11 databases and version 3.0 user's manual. Environmental Research Laboratory, US-EPA, Athens, GA.
- Ambrose, R.B. (1999) Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste. Draft, US-EPA, Office of Solid Waste, Washington, USA.
- Baes, C.F., Sharp, R.D., Sjoreen, A.L. en Shor, R.W. (1984) A review and analysis of parameters for assessing transport and environmentally released radionuclides through agriculture, Oak Ridge National Laboratory, USA, report no. ORNL-5786.
- Beusen, A.H.W., Boekhold, A.E., Kakaske, G.B. en Linden, A.M.A. van der (1997) Validation of the PESTLA model: comparison of PRZM-1, PELMO, LEACHP and PESTLA using the input data set for the Dutch standard scenario, RIVM, Bilthoven, rapport no. 715801006.
- Blakemore, L.C., Searle, P.L., Daly, B.K. (1987) Methods for chemical analysis of soils. Sci. rep. 80, NZ Soil Bureau, Lower Hutt, Nieuw Zeeland.
- Bockting, G.J.M., Van de Plassche, E.J., Struijs, J. en Canton, J.H. (1992) Soil-water partition coefficients for some trace metals, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, rapport no. 679101003.
- Boesten, J.J.T.I., en Linden, A.M.A. van der (1991) Modeling the influence of sorption and transformation on pesticide leaching and persistence. *J. Environ. Qual.* (20): 425-435.
- Bonten, L.T.C., Römken, P.F.A.M., Heuvelink, G.B.M (2004) Uitspoeling van zware metalen in het landelijk gebied. Modelling van uitspoeling op regionale schaal: modelaanpak, resultaten, modelberekeningen en modelvalidatie, Alterrapport nr. 10044, Alterra, Wageningen.
- Buchter, B., Davidoff, B., Amacher, A.C., Hinz, C., Iskander, I.K. en Selim, H.M. (1989) Correlation of Freundlich Kd and n retention parameters with soils and elements, *Soil Science*, 148, 370-379.
- Cances, B., Ponthieu, M., Castrec-Rouelle, M., Aubry, E., Benedetti, M. F. (2003) *Geoderma*, 113, 341-355.
- Commissie Integraal Waterbeheer, (2000) Emissie-immissie, prioritering van bronnen en de immissietoets. Den Haag.
- Crommentuijn, T. et al. (1997) Maximal Permissible Concentrations and negligible concentrations for metals, taken background concentrations into account. RIVM, Bilthoven. rapport 715810008.
- Dijkstra, J.J., Sloot, H.A. van der, Comans, R.N.J. (2002) Process identification and model development of contaminant transport in MSWI bottom ash. *Waste Management*, 22, 531-541.
- Dijkstra, J.J.; Comans, R N J. (2003) Ontwikkeling van de vastleggingsindicator en de stabiliteitsindicator. ECN-C-03-004
- Dijkstra, J.J., Meeussen, J.C.L., Comans, R.N.J. (2004). Leaching of heavy metals from contaminated soils: an experimental and modeling study. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 4390-4395.
- Dijkstra, J.J., Sloot, H.A. van der, Comans, R.N.J. (2006). The leaching of MSWI bottom ash as a function of pH and time. *Applied Geochemistry*, 21, 335-351.
- Dzombak, D. A. en Morel, F. M. M. (1990) Surface complexation modeling: hydrous ferric oxide. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- ECN, nov 2004. Pers. med. van H. van de Sloot welke in samenwerking met een Deense partner bezig is met emissiescenario's in het kader van de CPD.
- EC (1998) Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption, 3 november 1998.
- EC (2003) Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for

- existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. 2<sup>nd</sup> ed. <http://ecb.jrc.it/tgdoc>; 16-4-2005
- EU (2002) European Soil Strategy, [http://europa.eu.int/eur-lex/nl/com/pdf/2002/com2002\\_0179nl01.pdf](http://europa.eu.int/eur-lex/nl/com/pdf/2002/com2002_0179nl01.pdf); 23-2-2005
- Fisher, H. et al. (1979) Mixing inland and coastal waters, Academic Press, ISBN: 0-12-258150-4.
- Fest, E.P.M.J., Temminghoff, E.J.M., Griffioen, J. en Riemsdijk, W.H. van (2005) Proton Buffering and Metal Leaching in Sandy Soils. *Environ. Sci. Technol.*; 39(20); 7901-7908.
- FOCUS Leaching Modelling Workgroup (1995) Leaching models and EU registration, report no. SANCO 4952/VI/95.
- FOCUS Groundwater scenarios workgroup (2000) FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances, report no. SANCO/321/2000 rev. 2.
- Fraters, B., Boumans, L.J.M., Prins, H.P. (2001) Achtergrondconcentraties van 17 sporenmetalen in het grondwater van Nederland. RIVM rapportnr. 711701017/2001.
- Groot, A.C. de, Peijnenburg, W.J.G.M., Van den Hoop, M.A.G.T. en Van Veen, R.P.M. (1998) Heavy metals in Dutch field soils: an experimental and theoretical study on equilibrium partitioning, National Institute of Public Health and the Environment, RIVM, Bilthoven, rapport nr. 607220 001, 46 pages.
- Gustafsson, J.P., Pechová, P. en Berggren, D. (2003) Modeling metal binding to soils: The role of organic matter. *Environmental Science and Technology* 37, 2767-2774.
- Hiemstra, T., Riemsdijk, W.H. van en Bolt, G.H. (1989b) Multisite proton adsorption modeling at the solid/solution interface of (hydr)oxides: a new approach. I. Model description and evaluation of intrinsic reaction constants. *Journal of Colloid and Interface Science*, 133, 91-104.
- Hofstra, U., Rouwette R.R.J.H.; Ruiten van L. (2005) Monitoring Bouwstoffenbesluit – Monitoring kwaliteit bouwstoffen 2003-2004. Concept rapport INTRON/Van Ruiten Adviesbureau A825210/R20050099/RRo/UHo
- Kessel, H.J.B.A. van, Heuvelmans, C.M.L.H., Nordbeck, R. en Veul, M.F.X. (2002). Eindrapportage 2001 Evaluatie en Monitoring Bouwstoffenbesluit, NovioConsult, Nijmegen.
- Kinniburgh, D.G., Riemsdijk, W.H. van, Koopal, L.K., Borkovec, M., Benedetti, M.F. en Avena, M.J. (1999) Ion binding to natural organic matter: competition, heterogeneity, stoichiometry and thermodynamic consistency. *Colloids Surfaces A*, 151, 147-166.
- Kostka, J.E., Luther III, G.W. (1994). Partitioning and speciation of solid phase iron in saltmarsh sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58, 1701-1710.
- Krupka, K.M., Serne, R.J. (2002) Geochemical factors affecting the behavior of antimony, cobalt, europium, technetium and uranium in vadose sediments. US Dept. Energy, PNNL Batelle, rep. nr. PNNL-14126.
- Leistra, M., Linden, A.M.A. van der, Tiktak, A., Boesten, J.J.T.I. en Berg, F. van den (2000) PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems. Description of the processes., Bilthoven en Wageningen, rapport nr. 711401 009, Alterra rapport 013.
- Lindsay, W.L. (1979) Chemical equilibria in soils. New York: John Wiley and Sons.
- Lofts, S.; Tipping, E. (1998), *Geochim. Cosmochim. Acta*, 62, 2609-2625.
- Makaske, G.B., Vissenberg, H.A., Grinsven, J.J.M. van, Tiktak, A. en Sauter, F.J. (1995) SOTRAS report 4. METRAS: A one-dimensional model for assessment of leaching of trace metals in soil. Model description and results for a case study for Cd in 'De Kempen', RIVM, Bilthoven, The Netherlands, rapport nr. 715501005.
- Meeussen, J.C.L., Keizer, M.G., Haan, F.A.M. de (1992) Chemical stability and decomposition rate of iron cyanide complexes in soil solutions. *Environmental Science and Technology*, 26(2), 511-517.
- Meeussen, J.C.L., 2003. ORCHESTRA: An object-oriented framework for implementing chemical equilibrium models. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 1175-1182.
- Meima, J.A., Comans, R.N.J., (1998). Application of surface complexation/precipitation modelling to contaminant leaching from weathered municipal solid waste incinerator bottom ash. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 688-693.

- Milne, C.J., Kinniburgh, D.G., Riemsdijk, W.H. van, Tipping, E. (2003). Generic NICA-Donnan model parameters for metal-ion binding by humic substances. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 958-971.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Regeringsbeslissing derde Nota Waterhuishouding, Kamerstukken II 1089-1990, 21250, nr. 1-3.
- Nieuwenhuis, R. en Lamé, F.P.J. (2006). Overkoepelend rapport van het onderzoek naar de samenstelling en emissie van 'bijzondere parameters' in grond. TNO Bouw en Ondergrond, Utrecht. TNO-rapport 2006-U-R0002/B.
- Parkhurst D.L en Appelo C.A.J. (1999). User's guide to PHREEQC (version 2)- a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. *Water Resour. Inv. Report 99-4259*, Denver CO: U.S. Geol. Surv.
- Pinoceros Garcet, J.D., De Nie, D., Vanclooster, M., Tiktak, A., Klein, M. en Jones, A. (2002) Validation of the scenarios designed for the EU registration of pesticides, EGS General Assembly, Nice, France.
- Posthuma, L. et al. (2005) Briefrapport 'Onderzoek voor Bagger en Bodem: Aanpak en selectie van resultaten tot 15 maart 2005 met IRA-sed.v1 5'. In opdracht van het Kernteam Bagger en Bodem (RIVM-briefnr.: 038/05 LER LP/md; RIZA-werkdocument nr.: 2005.064X; LER-notitie: nr. 003/05) <http://www.org-id.org/newsite/baggerenbodemnl/>.
- Römken, P.F.A.M., Bonten, L.T.C., Rietra, R.P.J.J., Groenenberg, J.E., Plette, A.C. en Bril, J. (2003) Uitspoeling van zware metalen uit landbouwgronden. Schatting van de bijdrage van uitspoeling uit landbouwgronden aan de belasting van het oppervlaktewater: modelaanpak en resultaten, Alterra Research instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, Alterra rapport nr. 791, RIZA rapport 2003.018.
- Römken, P.F.A.M., Groenenberg, J.E., Bonten, L.T.C., Vries, W. de en Bril, J. (2004) Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Ni, Pb and Zn solubility and activity in soil solutions, Alterra-report 305.
- Sauvé, S., Hendershot, W. en Allen, H.E. (2000) Critical review. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence on pH, total metal burden and organic matter, *Environmental Science and Technology*, 34, 1125-1131.
- Schipper, P.N.M., Dijkstra, J.J., and Comans, R.N.J. (2001). Kwaliteitsaspecten bij infiltratie van hemelwater: richtlijnen bovengrondse infiltratievoorzieningen op basis van geochemisch onderzoek. Grontmij 13/99025242/PS.
- Schipper, P.N.M., Dijkstra, J.J., en Comans, R.N.J. (2001). Geochemisch onderzoek sandwichconstructie; een fysisch-chemische benadering naast het bouwstoffenbesluit. Rapport Grontmij 13/99015267-2.
- Schipper, P.N.M., Dijkstra, J.J., Teunissen, R. J. M. en Comans, R.N.J. (2003a). Hoe bevordert je het kwalitatieve functioneren van een wadi? *Bodem*, 5, 176-179.
- Schipper, P.N.M., Vergouwen, L., van Zomeren, A., Dijkstra, J.J., and Comans, R.N.J. (2003b) Afstroming en verwaaiing bij provinciale wegen. Rapport Grontmij 13/99044356/PS.
- Schröder, T., Hiemstra, T., Vink, J.P.M., Zee, S.E.A.T.M. van der (2005) Modeling of the Solid-Solution Partitioning of Heavy Metals and Arsenic in Embanked Flood Plain Soils of the Rivers Rhine and Meuse. *Environ. Sci. Technol.*; 39(18); 7176-7184.
- Sloot, H.A. van der, Meeussen, J.C.L., Zomeren, A. van en Kosson, D S. *Journal of Geochemical Exploration* (2006), 88, 72-76.
- Struijs, J., et al. (1997) Added risk approach to derive maximum permissible concentrations for heavy metals: How to take natural background levels into account? *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 37: 112-118.
- TCB (2004) Advies Definitiestudie, 'Bagger en bodem', Technische Commissie bodembescherming A35.
- TCB (2006) Advies modellering uitloging bouwstoffen, Technische Commissie Bodembescherming S21.
- Temminghoff, E.J.M., Zee, S.E.A.T.M. van der en Haan, F.A.M. de (1997) Copper mobility in a copper contaminated sandy soil as affected by pH and dissolved organic matter. *Environmental Science and Technology*, 31, 1109-1115.
- Tiktak, A., Linden, A.M.A. van der, en Swartjes, F.A. (1994) PESTRAS: A one dimensional model for assessing leaching and accumulation of pesticides in soil. RIVM report no. 715501003, Bilthoven.

- Tiktak, A. (1999) Modelling non-point source pollutants in soils. Applications to the leaching and accumulation of pesticides and cadmium, PhD Thesis, University of Amsterdam.
- Tipping, E., et al. (2003) The solid-solution partitioning of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb) in upland soils of England and Wales. *Environmental pollution*, 125, 213-225.
- TVR (2004) Tijdelijke vrijstellingsregeling Bouwstoffenbesluit 2004. (29 oktober 2004) *Staatscourant*, 209:1-11.
- Tweede Kamer (1985) Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985-1989, 9 september 1985,
- Tweede Kamer, Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water, vergaderjaar 1990-1991, 21990, nr. 11.
- Tweede Kamer (1992a) Motie van de leden Esselink en Feenstra van 21 oktober 1992, vergaderjaar 1992-1993, 22800 XI nr. 23.
- Tweede Kamer (1992b) Brief van de Minister van VROM d.d. 10 november 1992, Risicobenadering in het milieubeleid, vergaderjaar 1992-1993, 22666, nr. 2.
- Tweede Kamer (1993) Brief van de minister van VROM d.d. 25 oktober 1993, Omgaan met het verwaarloosbaar risico in het milieubeleid, DGM/SVS/14093005.
- Vanclooster, M. et al. (2000) A European test of pesticide leaching models: methodology and major recommendations. *Agricultural Water Management*, 44, pp. 1-19.
- Vlaardingen, P.L.A. van, Posthumus, R. en Posthuma-Doodeman, C.J.A.M. (2005), Environmental risk limits for nine trace elements, RIVM rapport 601501029, RIVM, Bilthoven, 247 p.
- Verbruggen, E.M.J., Posthumus, R. en Wezel, A.P. van (2001) Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and water: updated proposals for first series of compounds, RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701020.
- Versteegh (1999) Water Supply Act 2000: Proposal for implementing the quality requirement component of the EC Drinking-water Directive. RIVM/VROM, Bilthoven/Den Haag.
- Voegelin, A., Vulava, V.M. en Kretzschmar, R. (2001) *Environ. Sci. Technol.*, 35, 1651-1657.
- VROM (1995) Bouwstoffenbesluit bodem- en oppervlaktewateren-bescherming. *Staatsblad Van Het Koninkrijk Der Nederlanden*, (567), pp. 1-92.
- VROM (1999a). Stoffen en normen. Overzicht van belangrijke stoffen en normen in het milieubeleid. Samson, Alphen aan de Rijn.
- VROM (1999b) Vrijstellingsregeling samenstellings- en immissiewaarden Bouwstoffenbesluit (25 juni 1999), *Staatscourant*, 126:1-10.
- VROM (2003a). Brief aan de Tweede Kamer met betrekking tot de Herijking VROM-regelgeving. Oktober 2003, Kenmerk: B/RB/2003101212.
- VROM (2003b) Beleidsbrief Bodem (december 2003).
- Weng, L., Temminghoff, E.J.M. en Riemsdijk, W.H van (2001). *Environ. Sci. Technol.*, 35, 4436-4443.
- Weng, L., Temminghoff, E.J.M., Lofts, S., Tipping, E. en Riemsdijk, W. H. van (2002) *Environ. Sci. Technol.*, 36, 4804-4810.
- WBB (1986), Wet Bodembescherming, 3 juli 1986.
- Wilde, P.G.M. de, Peekel, A.F. and Buykx, S.E.J. (2002) Monitoring milieuhygiënische kwaliteit van bouwstoffen, RIVM, Bilthoven, rapport nr. 771402028, 223 pages.
- Wilde, P.G.M. de (1998), Excell spreadsheet: DatakappatotaalE.xls.
- Wilde, P.G.M. de, Keijzer, J., Janssen, G.L.J., Aalbers, Th. G. en Zevenbergen, C.. (1992) Beoordeling van gereinigde grond; Uitloogkarakteristieken en chemische samenstelling van referentiegronden. rapport nr. 216402001, RIVM, Bilthoven.
- Wit, J.C.M. (1992). Proton and metal ion binding to humic substances. PhD thesis, Wageningen University.
- WLB (2001) Waterleidingsbesluit, <http://www.wetten.nl/waterleidingbesluit>. ; 21-7-2005
- WUB (2005) Wijziging Uitvoeringsregeling Bouwstoffenbesluit (Aanpassing 2005). *Staatscourant*, 239:1-15.







## Bijlage 1. Milieukwaliteitscriteria

### B1.1. Stand still-criteria

#### Streefwaarden grondwater, oppervlaktewater, bodem en waterbodem

Gekleurde vakken geven geselecteerde waarde aan.

		Grondwater		Oppervlaktewater		Bodem Waterbodem	
		Diep (>10m) [µg/l]	Ondiep (<10 m) [µg/l]	totaal [µg/l]	opgelost [µg/l]	mg/kg	Achtergrond- gehalte (Cb) mg/kg
Antimoon	Sb	0.15	-	0.4	0.4	3	3
Arseen	As	7.2	10	1.3	1	29	29
Barium	Ba	200	50	78	75	160	155
Cadmium	Cd	0.06	0.4	0.4		0.8	0.8
Chroom	Cr	2.5	1	2.4	0.3	100	100
Kobalt	Co	0.7	20	0.2	0.2	9	9
Koper	Cu	1.3	15	1.1	0.5	36	36
Kwik	Hg	0.01	0.05	0.07	0.01	0.3	0.3
Lood	Pb	1.7	15	5.3	0.3	85	85
Molybdeen	Mo	3.6	5	4.4	4.3	3	0.5
Nikkel	Ni	2.1	15	4.1	3.3	35	35
Seleen	Se	0.07	-	0.09	0.09	0.7	0.7
Tin	Sn	2.2	-	2.2	0.2	-	19
Vanadium	V	1.2	-	1	0.9	42	42
Zink	Zn	24	65	12	2.9	140	140
Cyaniden (vrij)		5	-			1	
Cyaniden (complex pH<5)		10	-			5	-
Cyaniden (complex, pH>5)		10	-			5	-
Thiocyanaten (som)		-	-			1	-
Bromide	Br <sup>-</sup>	300	-			20	-
Chloride	Cl <sup>-</sup>	100000	-			-	-
Fluoride	F <sup>-</sup>	500	-			500	
Sulfaat	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	150000	-			-	

(Bron: VROM, 1999; VROM, 2000)

Voor het oppervlaktewater is niet met streefwaarden gerekend, maar is *stand still* geïnterpreteerd als 0.1\*MTT. Zie Bijlage B1.2.

## B1.2. Risicocriteria

### Oppervlaktewater

Gekleurde vakken geven geselecteerde waarde aan. Cb = achtergrondgehalte.

	Cb	MTR-totaal	MTT totaal	MTT Opgelost
Referentie	1	1	1, 2	3
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
<b>Antimoon</b> <b>Sb</b>	0.29	7.2	<b>6.9</b>	6.2
<b>Arseen</b> <b>As</b>	0.77	32	<b>31</b>	24
<b>Barium</b> <b>Ba</b>	73	230	<b>154</b>	29
<b>Cadmium</b> <b>Cd</b>	0.08	2	<b>1.6</b>	0.34
<b>Chroom</b> <b>Cr</b>	0.17	84	<b>82</b>	8.7
<b>Kobalt</b> <b>Co</b>	0.2	3.1	<b>2.9</b>	3
<b>Koper</b> <b>Cu</b>	0.44	3.8	<b>2.7</b>	1.1
<b>Kwik</b> <b>Hg</b>	0.01	1.2	<b>1.1</b>	0.23
<b>Lood</b> <b>Pb</b>	0.15	220	<b>217</b>	11
<b>Molybdeen</b> <b>Mo</b>	1.4	300	<b>299</b>	29
<b>Nikkel</b> <b>Ni</b>	3.3	6.3	<b>2.2</b>	1.9
<b>Seleen</b> <b>Se</b>	0.04	5.4	<b>5.4</b>	5.3
<b>Tin</b> <b>Sn</b>	0.0002	220	<b>220</b>	4
<b>Vanadium</b> <b>V</b>	0.82	5.1	<b>4.1</b>	3.5
<b>Zink</b> <b>Zn</b>	2.8	40	<b>28</b>	7.3
<b>Cyaniden (vrij)</b>				<b>0.23</b>
<b>Cyaniden (complex pH&lt;5)</b>				<b>0.13</b>
<b>Cyaniden (complex, pH&gt;5)</b>				<b>0.13</b>
<b>Thiocyanaten (som)</b>				<b>3.6</b>
<b>Bromide</b> <b>Br<sup>-</sup></b>		<b>8000</b>		
<b>Chloride</b> <b>Cl<sup>-</sup></b>		<b>200000</b>		
<b>Fluoride</b> <b>F<sup>-</sup></b>		<b>1500</b>		
<b>Sulfaat</b> <b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>		<b>100000</b>		

Referenties:

1 Crommentuijn, 1997.

2.VROM, 1999.

3 Verbruggen, 2001.

## Grondwater

Gekleurde vakken geven geselecteerde waarde aan. Cb = achtergrondgehalte.

Referentie	Cb	MTR-opgelost	MTT	MTT	MTT	Norm-basis voor		
		incl. Cb	Opgelost	Opgelost	Opgelost	MTTgrondwater <sup>5</sup>		
			Excl. Cb	Excl. Cb	Excl. Cb	1, 2	3	4
		µg/L	µg/L	µg/L	µg/L			
<b>Antimoon</b> Sb	0.09	6.3	<b>6.2</b>	-	EU-RAR	B	-	-
<b>Arseen</b> As	7	31	<b>24</b>	<b>24</b>	-	A	A	-
<b>Barium</b> Ba	197	350	<b>158</b>	<b>29</b>	58	B 100	B 100	B 50 N=2
<b>Cadmium</b> Cd	0.06	0.4	<b>0.34</b>	<b>0.34</b>	-	A	A	-
<b>Chroom</b> Cr	2.4	11	<b>8.5</b>	<b>8.7</b>	-	A	A	-
<b>Kobalt</b> Co	0.63	3.2	<b>2.6</b>	<b>3</b>	0.5	A	A	B 10 N=6
<b>Koper</b> Cu	1.3	2.4	<b>1.1</b>	<b>1.1</b>	-	A	A	-
<b>Kwik</b> Hg	-	0.23	<b>0.23</b>	<b>0.23</b>	-	A	A	-
<b>Lood</b> Pb	1.6	11	<b>11</b>	<b>11</b>	-	A	A	-
<b>Molybdeen</b> Mo	0.69	290	<b>290</b>	<b>29</b>	29	B 100	B 100	B 1000 N=1
<b>Nikkel</b> Ni	2.1	3.9	<b>1.8</b>	<b>1.9</b>	-	A	A	-
<b>Seleen</b> Se	0.02	5.3	<b>5.3</b>	-	2.1	B	-	A
<b>Tin</b> Sn	<2	20	<b>20</b>	-	3	B	-	B 10 N=3
<b>Vanadium</b> V	1.2	4.7	<b>3.5</b>	-	4.1	B	-	B 10 N=3
<b>Zink</b> Zn	24	31	<b>6.6</b>	<b>7.3</b>	-		A	A
<b>Cyaniden (vrij)</b>	-	-	-	<b>0.23</b>	-		A N=6	-
<b>Cyaniden (complex ph&lt;5)</b>	-	-	-	<b>0.13</b>	-		B 1000 N=1	-
<b>Cyaniden (complex, pH&gt;5)</b>	-	-	-	<b>0.13</b>	-		B 1000 N=1	-
<b>Thiocyanaten (som)</b>	-	-	-	<b>3.6</b>	-		B 100 N=1	-
<b>Bromide</b> Br <sup>-</sup>	-	<b>8000</b>	-	-	-			
<b>Chloride</b> Cl <sup>-</sup>	-	<b>200000</b>	-	-	-			
<b>Fluoride</b> F <sup>-</sup>	-	<b>1500</b>	-	-	-			
<b>Sulfaat</b> SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-	<b>100000</b>	-	-	-			

Referenties:

1. Crommentuijn, 1997.
2. VROM, 1999.
3. Verbruggen, 2001.
4. Van Vlaardingen, 2005.
5. A= HC5-waarde op basis van soorten gevoeligheidsverdeling  
B= laagste waarde vermenigvuldigd met extrapolatiefactor op watertoxiciteitsdata, (1999: modified EPA, 2001: EU-TGD, 2005: Fraunhofer)+ extrapolatiefactor + aantal taxonomische groepen (N).

## Bodem/Waterbodem

Gekleurde vakken geven geselecteerde waarde aan. Cb = achtergrondgehalte.

	Bodem				Waterbodem	Norm-basis voor MTT-bodem <sup>5</sup>		
	Cb	MTT	MTT	MTT	MTT			
Referentie	1, 3	1,2	4	5	1,2	1,2	4	5
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	Mg/kg			
<b>Antimoon</b> <b>Sb</b>	3	<b>0.53</b>	-	EU-RAR	<b>16</b>	C	-	-
<b>Arseen</b> <b>As</b>	29	4.5	<b>0.9</b>		<b>160</b>	C	B sp (<Apr)	-
<b>Barium</b> <b>Ba</b>	155	9	<b>180</b>	8.2	<b>150</b>	C	A pr	B 10 N=3
<b>Cadmium</b> <b>Cd</b>	0.8	0.76	<b>0.79</b>		<b>29</b>	A	A sp	-
<b>Chroom</b> <b>Cr</b>	100	3.8	<b>0.38</b>		<b>1620</b>	B	B sp (<Apr)	-
<b>Kobalt</b> <b>Co</b>	9	24	<b>2.4</b>	0.23	<b>10</b>	B	B sp (<Apr)	B 10 N=3
<b>Koper</b> <b>Cu</b>	36	3.5	<b>3.4</b>		<b>37</b>	A	A pr (<Asp)	-
<b>Kwik</b> <b>Hg</b>	0.3	1.9	<b>1.9</b>		<b>26</b>	A	A pr	-
<b>Lood</b> <b>Pb</b>	85	55	<b>55</b>		<b>4700</b>	A	A pr (<Asp)	-
<b>Molybdeen</b> <b>Mo</b>	0.5	253	<b>39</b>	0.76	<b>250</b>	C	A pr	B 100 N=1
<b>Nikkel</b> <b>Ni</b>	35	2.6	<b>0.26</b>		<b>9.4</b>	B	B pr	-
<b>Seleen</b> <b>Se</b>	0.7	<b>0.11</b>	-	0.0058	<b>2.2</b>	C	-	B 50 N=2
<b>Tin</b> <b>Sn</b>	19	<b>34</b>	-	0.068	<b>22000</b>	C	-	B 100 N=1
<b>Vanadium</b> <b>V</b>	42	<b>1.1</b>	-	0.032	<b>14</b>	C	-	B 50 N=2
<b>Zink</b> <b>Zn</b>	140	16	<b>16</b>		<b>480</b>		A	A pr (<Asp)
<b>Cyaniden (vrij)</b>	-	-	-	-				
<b>Cyaniden (complex pH&lt;5)</b>	-	-	-	-				
<b>Cyaniden (complex, pH&gt;5)</b>	-	-	-	-				
<b>Thiocyanates (som)</b>	-	-	<b>6.2</b>	-			B 1000 N=1	
<b>Bromide</b> <b>Br<sup>-</sup></b>	-	-	-	-				
<b>Chloride</b> <b>Cl<sup>-</sup></b>	-	-	-	-				
<b>Fluoride</b> <b>F<sup>-</sup></b>	-	-	-	-				
<b>Sulfaat</b> <b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	-	-	-	-				

Referenties:

1. Crommentuijn, 1997.
2. VROM, 1999.
3. VROM 2000.
4. Verbruggen, 2001.
5. Van Vlaardingen, 2005.

A= HC5-waarde op basis van soorten gevoeligheidsverdeling

B= extrapolatiefactor op bodemtoxiciteitsdata (1999: modified EPA, 2001: EC, 2003: Frauenhofer)+ extrapolatiefactor + aantal taxonomische groepen

Sp = species, pr = processen

C= afgeleid via evenwichtspartitie met watertoxiciteitsdata.

### B1.3. Humane drinkwaternorm

Indien de interventiewaarde strenger is dan de humane drinkwaternorm is de interventiewaarde geselecteerd.

	WHO, (2004)	WLB (2001)	EC (1998)	Grondwater als drinkwater (Lijzen, 2001)	Interventie- waarde VROM (2000)	KEUZE
Referentie						
<b>Antimoon</b> <b>Sb</b>	20	5	5	29	20	<b>5</b>
<b>Arseen</b> <b>As</b>	10	10	50	33	60	<b>10</b>
<b>Barium</b> <b>Ba</b>	700		500	666	625	<b>625</b>
<b>Cadmium</b> <b>Cd</b>	3	5	5	17	6	<b>5</b>
<b>Chroom</b> <b>Cr</b>	50	50	50	0	30	<b>30</b>
<b>Kobalt</b> <b>Co</b>	-	-	-	47	100	<b>100</b>
<b>Koper</b> <b>Cu</b>	2000	2000	2000	4660	75	<b>75</b>
<b>Kwik</b> <b>Hg</b>	1	1	1	67	0.3	<b>0.3</b>
<b>Lood</b> <b>Pb</b>	10	10	10	54	75	<b>10</b>
<b>Molybdeen</b> <b>Mo</b>	70	-	-	333	300	<b>70</b>
<b>Nikkel</b> <b>Ni</b>	20	20	20	1664	75	<b>20</b>
<b>Seleen</b> <b>Se</b>	10	10	10	166	160	<b>10</b>
<b>Tin</b> <b>Sn</b>	-	-	-	66571	50	<b>50</b>
<b>Vanadium</b> <b>V</b>	-	-	-	67	70	<b>70</b>
<b>Zink</b> <b>Zn</b>	-	3000	-	16643	800	<b>800</b>
<b>Cyaniden (vrij)</b>	70	50	50	1664	1500	<b>50</b>
<b>Cyaniden (complex pH&lt;5)</b>	70	50	-	26629	1500	<b>50</b>
<b>Cyaniden (complex, pH&gt;5)</b>	70	50	-	26629	1500	<b>50</b>
<b>Thiocyanates (som)</b>	70	50	-	366	1500	<b>50</b>
<b>Bromide</b> <b>Br<sup>-</sup></b>	-	-	-		-	<b>8000</b>
<b>Chloride</b> <b>Cl<sup>-</sup></b>	-	150000	250000		-	<b>150000</b>
<b>Fluoride</b> <b>F<sup>-</sup></b>	1500	1100	1500		-	<b>1100</b>
<b>Sulfaat</b> <b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	-	150000	-		-	<b>150000</b>

## B1.4. Ernstig risiconiveau

Referentie	Bodem		Grondwater	
	1	2	1	2
	mg/kg	mg/kg	µg/L	µg/L
<b>Antimoon</b> <b>Sb</b>	-	51	-	11000
<b>Arseen</b> <b>As</b>	56		890	-
<b>Barium</b> <b>Ba</b>	730	210	7100	15000
<b>Cadmium</b> <b>Cd</b>	12		9.7	-
<b>Chroom</b> <b>Cr</b>	120		220	-
<b>Kobalt</b> <b>Co</b>	170	15	810	750
<b>Koper</b> <b>Cu</b>	60		19	-
<b>Kwik</b> <b>Hg</b>	36		14	-
<b>Lood</b> <b>Pb</b>	490		150	-
<b>Molybdeen</b> <b>Mo</b>	190	270	27000	54000
<b>Nikkel</b> <b>Ni</b>	65		500	-
<b>Seleen</b> <b>Se</b>	-	1.2	-	220
<b>Tin</b> <b>Sn</b>	-	250	-	400
<b>Vanadium</b> <b>V</b>	-	25	-	98
<b>Zink</b> <b>Zn</b>	210		89	-
<b>Cyaniden (vrij)</b>	-	-	31	-
<b>Cyaniden (complex pH&lt;5)</b>	-	-	29	-
<b>Cyaniden (complex, pH&gt;5)</b>	-	-	29	-
<b>Thiocyanates (som)</b>	-	-	10000	-
<b>Bromide</b> <b>Br<sup>-</sup></b>	-	-	-	-
<b>Chloride</b> <b>Cl<sup>-</sup></b>	-	-	-	-
<b>Fluoride</b> <b>F<sup>-</sup></b>	-	-	-	-
<b>Sulfaat</b> <b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	-	-	-	-

Referenties

1. Verbruggen, 2001.
2. Van Vlaardingen, 2005.



## Bijlage 2. Onderbouwing streefwaarden

Tabel B2.1 Afleiding van streefwaarden voor metalen en organische stoffen voor het algemene milieubeleid (VROM, 1999)

Compartiment	Anorganische stoffen
Algemene bepaling streefwaarde	SW = VR VR = 0,01x MTT+ Cb
Droge bodem en waterbodem	SW = VR VR = VT + Cb* VT = 0,01x MTT
Grondwater <10m > 10m (diep)	SW = Cb ** SW = VT + Cb*** VT = 0,01 x MTT
Oppervlaktewater	SW <sub>tot</sub> = VT <sub>tot</sub> + Cb <sub>tot</sub> **** SW <sub>opg</sub> = VT <sub>opg</sub> + Cb <sub>pgt</sub> ***** MTR <sub>tot</sub> = MTT <sub>tot</sub> + Cb <sub>tot</sub> **** MTR <sub>opg</sub> = MTT <sub>opg</sub> + Cb <sub>pgt</sub> *****

Cb \* = 90-percentiel achtergrondwaarden onbelaste bodem (droge fase).

Cb \*\* = Milbowa-waarden (Tweede kamer, 1990).

Cb \*\*\* = 90-percentiel van gemeten grondwatergehalten in relatief onbelast diep grondwater in Nederland (Duijvenbooden en Prins 1991) .

Cb<sub>tot</sub>\*\*\*\*= geometrisch gemiddelde (tin 90-percentiel) volgens modelbenadering (De Bruijn en Denneman, 1992) .

Cb<sub>tot</sub>\*\*\*\*\*= op basis van Cb \*\*\*\* (en 30 mg/l zwevend stof) omgerekende waarde voor het opgeloste gehalte.

### Bodem en waterbodem

In bijlage B1.1 zijn de streefwaarden voor bodem en waterbodem opgenomen. De streefwaarde wordt in het preventieve en curatieve bodembeleid toegepast. De streefwaarde waterbodem is gelijkgesteld aan de streefwaarde bodem. De streefwaarde bodem is gebaseerd op een verwaarloosbaar risico (VR) voor ecosystemen. Voor metalen is de VR de som van de VT (Verwaarloosbare Toevoeging) en het achtergrondgehalte (Cb) in de bodem (VR= VT+Cb). Het VT voor bodem is afgeleid van de MTT/100 (Maximaal Toelaatbare Toevoeging). Via deze veiligheidsfactor (van 100) wordt rekening gehouden met combinatietoxiciteit door aanwezigheid van meerdere stoffen tegelijk.

Het MTR (MTT+Cb; Maximaal Toelaatbaar Risico) wordt beschouwd als de concentratie van een stof, waarbij er geen nadelige effecten van die stoffen voor het ecosysteem waarneembaar zijn. Het generieke achtergrondgehalte (Cb) is het 90-percentiel van de achtergrondgehalten in relatief onbelaste gebieden. Aangezien dit generieke achtergrondgehalte in de bodem voor veel metalen groter is dan de VT, bepaalt het achtergrondgehalte in de praktijk vooral de hoogte van de streefwaarde. Voor tin is nooit een streefwaarde vastgesteld. Voor deze component wordt in deze studie de achtergrondconcentratie als *stand still*-criterium gehanteerd.

### Grondwater

In Bijlage B1.1 zijn de streefwaarden voor grondwater opgenomen. Onderscheid wordt gemaakt tussen diep (>10m –mv) en ondiep (<10m –mv) grondwater (VROM, 2000). De streefwaarde voor ondiep grondwater is gebaseerd op de MILBOWA-waarden (Tweede Kamer, 1990), die alleen gebaseerd zijn op aangetroffen gehalten in relatief onbelaste gebieden (VROM, 2000; Fraters, 1998). De streefwaarden voor diep grondwater zijn gebaseerd op het Verwaarloosbaar Risico (SW<sub>diep</sub>= VR; VR = VT + Cb).

Omdat bij uitspoeling als eerste het ondiep grondwater wordt beïnvloed, zijn deze streefwaarden gebruikt om een verwachte concentratieverandering mee te vergelijken. Voor een aantal componenten is geen streefwaarde in het ondiepe grondwater vastgesteld. Voor

deze componenten wordt in deze studie de streefwaarde voor het diepe grondwater geselecteerd.

#### *Oppervlaktewater*

Ook voor oppervlaktewater is de streefwaarde gebaseerd op het VR (Verwaarloosbare Toevoeging + achtergrondgehalte;  $VR = VT + C_b$ ). Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen opgelost en totaalgehalten. Bij de totaalgehalten wordt ook rekening gehouden met de sorptie aan zwevend stof. Er zijn streefwaarden voor oppervlaktewater vastgesteld (zie Bijlage B1.1).

In het oppervlaktewaterbeleid is het gebruikelijk het MTR als kwaliteitscriterium te gebruiken. Dit is gedaan omdat de huidige kwaliteit van het oppervlaktewater voor metalen nog steeds meer overeenkomt met het MTR-niveau dan met het VR-niveau (streefwaarden) voor oppervlaktewater. In deze studie is ervoor gekozen aan te sluiten bij deze uitgangspunten. Gekozen is het  $MTR_{eco, totaal}$  (opgeloste concentraties en het deel aan zwevend slib) voor water te gebruiken als referentie voor *stand still*.

Voor toepassingen in het oppervlaktewater is momenteel beleidsmatig gesteld dat dit maximaal mag leiden tot een toename van 10% van het MTR in het als homogeen te beschouwen langsstromende debiet gedurende vier dagen.

Gesteld wordt dat bij een verhoging van 10% van de MTR acuut toxische effecten niet optreden (Aalbers et al., 1993). Het volledig vullen van het MTR zou betekenen dat effecten van combinaties van stoffen niet kunnen worden uitgesloten.

### Bijlage 3. Immissie-eisen, term a en kappa volgens Bouwstoffenbesluit

Tabel B3.1. Immissie-eisen (mg/m<sup>2</sup>/J jaar) volgens BsB (1999) en Tijdelijke Vrijstellingsregeling (2004). J= 1 jaar voor Cl<sup>-</sup>, Br<sup>-</sup> en SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> en J=100 jaar voor de overige componenten.

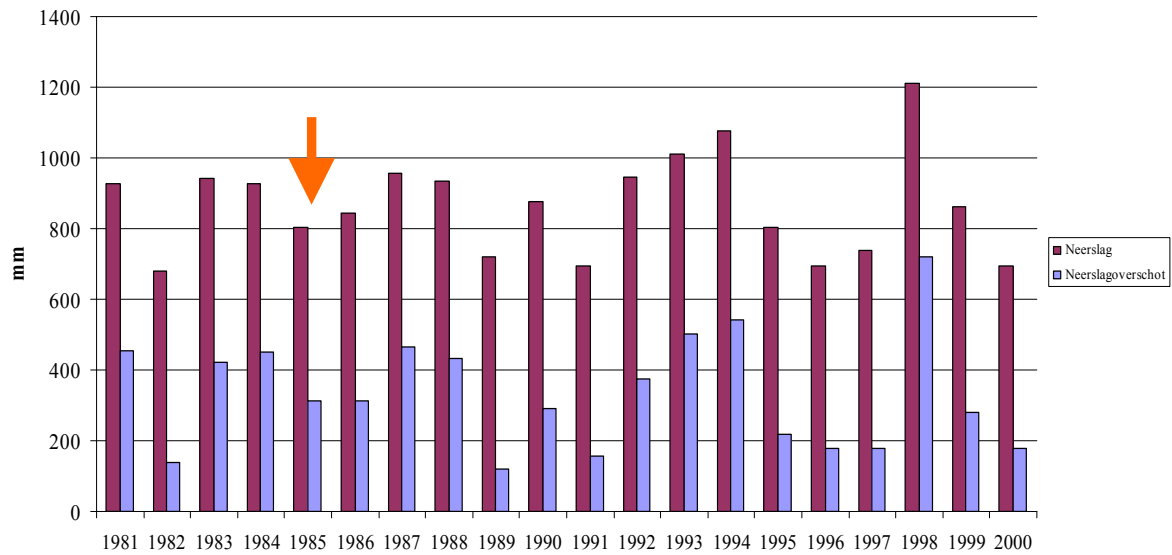
	Bsb, 1999			Wijzigingen 2004/2005	
	lmax (mg/m <sup>2</sup> /J jaar)	Term a (mg/kg)	kappa	lmax (mg/m <sup>2</sup> /J jaar) (TVR, 2004)	Term a (mg/kg) WUB (2005)
Antimoon	39	0.02	0.11	117	0.06
Arseen	435	0.7	0.03		
Barium	6300	0.9	0.15	18900	2.7
Cadmium	12	0.021	0.50		
Chroom	1500	0.09	0.20		
Kobalt	300	0.18	0.18		
Koper	540	0.25	0.28		
Kwik	4.5	0.016	0.05		
Lood	1275	0.8	0.27		
Molybdeen	150	0.15	0.35	450	0.45
Nikkel	525	0.63	0.29		
Seleen	15	0.03	0.38	45	0.09
Tin	300	0.03	0.19		
Vanadium	2400	0.4	0.05	7200	1.2
Zink	2100	2	0.28		
Cyaniden (vrij)	15	0	0.35		
Cyaniden (complex)	75	0	0.35		
Br <sup>-</sup>	90	2.6	0.35		
Br <sup>-</sup> in brak of zeewater	-				
Cl <sup>-</sup> op/in de bodem (*1)	87000	51	0.57		
Cl <sup>-</sup> in opp. water	174000				
F <sup>-</sup> op/in de bodem	14000	1.5	0.22	42000	4.5
F <sup>-</sup> in brak of zeewater	56000				
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> op/in de bodem (*2)	100000	118	0.33	300000	354
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> in opp. water	124000				
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> in brak of zeewater	180000				

\*1. Voor niet-vormgegeven bouwstoffen die geïsoleerd worden toegepast geldt een immissie-eis van 30000 mg/m<sup>2</sup>/jaar

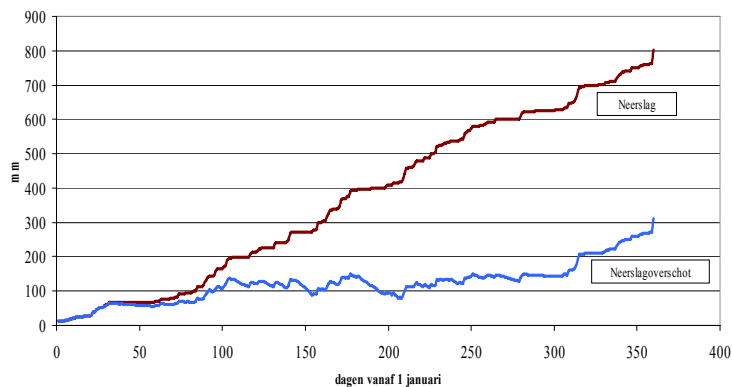
\*2. Voor niet-vormgegeven bouwstoffen die geïsoleerd worden toegepast en voor vormgegeven bouwstoffen geldt een immissie-eis van 45000 mg/m<sup>2</sup>/jaar

## Bijlage 4. Waterbalans systeem 4A

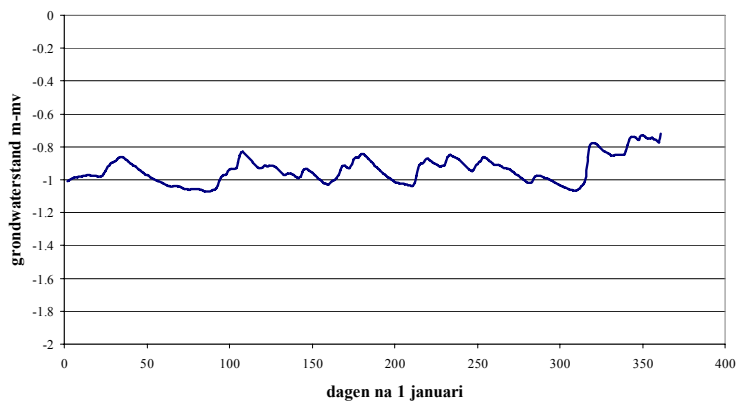
*Figuur B4.1 Gemiddelde neerslag en neerslagoverschot in De Bilt van 1981-2000. Gemiddeld jaar wat betreft neerslag en neerslagoverschot is 1985.*



*Figuur B4.2 Neerslag en neerslagoverschot in de Bilt in 1985*



*Figuur B4.3 Grondwaterspiegel volgens PEARL-berekeningen*



## Bijlage 5. Adsorptiegegevens

### B5.1. Antimoon

Onder natuurlijke omstandigheden komt antimoon voor als 3-, of 5-waardig ion. Sb(III) is toxischer dan Sb(V). Hieruit blijkt dat Sb(OH)<sub>3</sub> de dominante soort onder aërobe omstandigheden in het pH-traject van 4-8 is. In natuurlijke oppervlaktewateren zijn Sb(III) en Sb(V) echter naast elkaar aangetroffen. Onder aërobe omstandigheden is antimoon goed oplosbaar, onder reducerende omstandigheden ontstaan antimoonsulfiden die minder goed oplosbaar zijn. Tijdens transport door de onverzadigde zone is de verwachting dat antimoon vooral zal voorkomen als oxyanion, Sb(OH)<sub>6</sub><sup>-</sup> en Sb(OH)<sub>3</sub>.

Uit een batchexperiment met 4 natuurlijke gronden uitgevoerd door Legoux et al. (1992) geciteerd door Krupka en Serne (2002), is het pH-effect en het effect van diepte onderzocht.

Tabel B5.1 pH-afhankelijke Kd-waarden voor antimoon, Legoux et al. (1992) geciteerd door Krupka en Serne (2002)

Diepte (m)	7.8-7.9	9.7-9.9	11.1-11.3	12-12.2
pH	7.6	5.9	6.6	8.0
Kd(L/kg)	3.76	122	69	2

US-EPA verzamelde enkele Kd-waarden voor antimoon.

Tabel B5.2 Gegevens gebruikt voor US Soil Screening Guidance (1996)

	AECL(1990) <sup>a</sup>	Baes et al., 1983, 1984) <sup>b</sup>	Batelle (1989) <sup>c</sup>	Keuze EPA
Kd	45-550	45	2.0-15.9	45

<sup>a</sup> Het Atomic Energy Agency of Canada, Ltd., heeft Kd's toegekend aan verschillende bodemtypes: zand, silt, klei en organische stof. Data zijn afkomstig uit de literatuur.

<sup>b</sup> De waarde 45 wordt in Baes et al. (1984) is gebaseerd op de relatie tussen plant opname en Kd ( $Kd = \exp(2.38 - 0.89 \ln(Bv))$ )

<sup>c</sup> Batelle rapporteerde Kd waarden als functie van de pH en kleigehalte, aluminium en ijzeroxides en organische stofgehalte. Gebaseerd op literatuurgegevens.

Ambrose vindt een logKp van 2.3 (range 0.1-2.7). Herkomst van de waarden in Ambrose, EPA en Batelle is niet te achterhalen en informatie over bodemtype en methodiek ontbreekt. Deze gegevens zijn wat dat betreft niet te verifiëren, de betrouwbaarheid van de gegevens kan niet goed worden ingeschat. Deze gegevens worden niet gebruikt voor het vaststellen van een Kp voor het bouwstoffenproject.

Schuilings (2003) beschrijft de mobiliteit van antimoon alleen in kwalitatieve zin. Door oxidatie van pyriet zou antimoon in het grondwater terecht kunnen komen. Ook Beak (2002) beschrijft mobiliteit van antimoon alleen in kwalitatieve zin.

In een studie van King (1988) is in een tiental grondmonsters een gemiddelde logKp van 1.93 gevonden. In deze studie zijn meerdere elementen onderzocht. De beste schatting van een relatief hoge Kp voor antimoon wordt gesteld op 550 L/kg.

Informatie van ECN duidt eveneens op een redelijk hoge mobiliteit in de zandgrond. Daarom is als lage Kp een waarde van 10 geselecteerd.

Een geometrisch gemiddelde waarde van 45 L/kg wordt op basis van deze informatie vastgesteld

## B5.2. Arseen

Arseen komt voor als 3-waardig en 5-waardig positief geladen ion. In het milieu ontstaan anorganische oxides/hydroxides, die negatief geladen zijn (anionen). Daarnaast zijn ze zeer giftig en carcinogeen. As(III) is het meest toxisch. Door organismen kunnen de arseenverbindingen gemethyleerd worden, waardoor de toxiciteit vermindert (Pongratz, 1998). Het ontstane monomethyl arsenic acid en dimethylarsenic acid zijn ook in het milieu gemeten.

Tabel B5.3 Kp-waarden voor arseen.

Ref.	min	max	median	Opm:
Otte et al., 2001			1800	Uit: Sauvé
Sauvé, 2000	1.6	$5.3 \cdot 10^5$	1800	66 meetwaarden uit literatuur
De Groot et al., 1998	3.6	$4.8 \cdot 10^3$	2340	Gemeten veld Kp's
Buchter et al., 1989	8.5	1500	46	Gemeten
Baes et al. (1984)			200	Soil-plant relation
US-EPA (1996)	25	31		Gebaseerd op MINTEQ speciatie berekeningen
US-EPA(1996)	5.9	19.4		Uit: Batelle (1989), gemeten
US-EPA(1996)	1	8.3		Uit: Baes&Sharp (1983), gemeten
Seuntjes, 2004			871	Regressie op basis van veld Kp's

Gezien het anionkarakter van arseen zou men verwachten dat de grote spreiding in Kp-waarden veroorzaakt wordt door de pH. In dit opzicht zou het gedrag van arseen vergeleken kunnen worden met dat van antimoon. De anionen zouden dan een sterke adsorptie vertonen in grond met lage pH en nauwelijks adsorptie in gronden met hoge pH. In experimenten met sediment waar in de desorptiefase de pH wordt gevarieerd, wordt deze verwachting bevestigd (Rezcynski et al. , 2004). Regressievergelijken die Kd aan de pH relateren zijn echter niet significant of vertonen een slechte correlatie (Seuntjes, 2004; De Groot et al., 1998). De correlatie van Kp met ijzeroxides, aluminiumoxides, klei en organische stofgehalte is eveneens slecht. De rol van de redoxpotentiaal speelt een grote rol bij de waargenomen spreiding; As(III) is namelijk veel mobieler dan As(V).

Gezien het onduidelijke verband tussen pH en sorptie is het moeilijk een kwetsbaar scenario aan te wijzen. Zandgrond is per definitie kwetsbaarder met betrekking tot het grondwater, omdat de infiltratiesnelheid van het water veel hoger is. Een realistische Kd voor een redelijk kwetsbaar grondwaterscenario is 280 L/kg die wordt betrokken uit de Van den Hoop-Janssen dataset (10-percentiel). Voor bodemaccumulatie is klei redelijk kwetsbaar vanwege de langere verblijftijd van het water. Een passende Kd voor die situatie zou 17000 L/kg kunnen zijn (90-percentiel). Het geometrisch gemiddelde van 2200 L/kg uit deze grote dataset wordt gebruikt als beste schatter voor de gemiddelde Kp van arseen in Nederland.

### B5.3. Barium

Barium komt alleen voor in de 2+ valentie. Het kan neerslaan als  $\text{BaSO}_4$  en  $\text{BaCO}_3$ , wat slecht oplosbare zouten zijn. Door complexering met organische liganden kan de oplosbaarheid van barium toenemen.

Tabel B5.4 Kp-waarden voor barium

Ref.	min	max	mediaan	Opm:
Otte et al., 2001	-	-	60	Uit: van den Berg&Roels,1991, gebaseerd op relatie met BCF
Sauvé, 2000	1414	14375	2455	15 Meetwaarden uit literatuur
Baes et al., 1984			60	Soil-plant relation
US-EPA, 1996	11	52	41	Gebaseerd op MINTEQ speciatie berekeningen
US-EPA, 1996	530	16000		Uit: Batelle (1989), gemeten
Bockting, 1992			60	Geen gegevens, aangenomen wordt dat adsorptie vergelijkbaar is met die van Calcium
Ambrose, 1999	5	2500	100	Adsorptie aan gesuspendeerd materiaal in een water systeem

Het valt op dat de Kp die via modellen zijn geschat enkele ordes van grootte lager liggen dan de gemeten waarden. Dat zou kunnen liggen aan de vorming van neerslagen in de experimenten, die ten onrechte aangemerkt worden als geadsorbeerde stof. Een andere oorzaak kan zijn dat bij de sorptieberekeningen met MINTEQ is uitgegaan van ijzeroxide als sorptiemateriaal. Mogelijk is de sorptie aan klei in werkelijkheid verantwoordelijk voor een sterkere sorptie dan ijzeroxides. Het feit dan barium als kation aanwezig is, geeft ook een indicatie voor een sterke sorptie aan klei. Dit proces is bij de modelberekeningen verwaarloosd.

Aangezien de lage Kp's uit de modellen in zijn geheel niet worden bevestigd door gemeten waarden, wordt er in dit geval meer waarde gehecht aan de gemeten waarden. De studie van Sauvé (2000) is de enige die zich echt baseert op gemeten data. Barium lijkt geen probleemstof als het om uitspoeling gaat. In aanwezigheid van  $\text{SO}_4^{2-}$  slaat barium snel neer. Een kwetsbare situatie voor het grondwater zou een zandgrond zijn (hoge infiltratie, weinig klei-sorptieoppervlak). Een representatieve Kp daarvoor is 530 L/kg. Een kwetsbare situatie voor bodemaccumulatie is een kleigrond met een representatieve Kp van 14000 L/kg. Als beste schatter voor de gemiddelde Kp is het geometrische gemiddelde genomen (2724 L/kg) van de laagste en de hoogste waarde uit de aangegeven range.

## B5.4. Chroom

Chroom kan voorkomen in trivalente of in hexavalente vorm. Cr(VI) komt alleen voor onder sterk oxiderende omstandigheden bij hoge pH's. Cr(VI) is veel toxischer en mobieler dan Cr(III), maar omdat het onder gangbare omstandigheden in de bodem nauwelijks voorkomt, is de milieukundige relevantie gering. De concentratie van Cr(III) in het bodemvocht wordt vooral bepaald door oplosbaarheid en precipitatie. Adsorptie lijkt daarbij geen grote rol te spelen. Het is gezien de lagere redox in de bodem niet waarschijnlijk dat Cr(VI) in het bodemvocht wordt aangetroffen. Om de risico's voor uitspoeling in te schatten hoeft geen rekening gehouden te worden met de mogelijke aanwezigheid van Cr(VI). Aangezien er redelijk wat bodemadsorptiestudies zijn gedaan, zullen de K<sub>p</sub>'s een afspiegeling vormen van de speciaties die kunnen voorkomen.

De adsorptie van Cr(VI) neemt af naarmate de pH hoger wordt, zoals te verwachten valt bij oxyanionen. De adsorptie van Cr(VI) wordt verminderd door de aanwezigheid van concurrerende ionen (fosfaat, sulfaat, carbonaat, chloride en nitraat). Voor Cr(III) zal de sorptie juist afnemen naarmate de pH lager wordt, vanwege de competitie met H<sup>+</sup>. Sorptiegegevens en regressievergelijkingen zijn opgesomd in Tabel B5.5 en Tabel B5.6. In Tabel B5.6 is voorzover mogelijk aangegeven om welke valentie het volgens de onderzoekers gaat. Het is niet duidelijk of de Cr(VI) vorm in experimenten stabiel is, aangezien die bij pH's en redoxomstandigheden zijn bepaald waarbij omzetting naar Cr(III) verwacht mag worden.

Tabel B5.5 Overzicht van K<sub>p</sub>-waarden voor chroom.

Ref.	min	Max	median	Cr-species	Opm:
Otte et al., 2001			4800	Cr(III)	Is waarde van Sauvé
De Groot et al., 1998	125	8.5*10 <sup>4</sup>	8.5*10 <sup>3</sup>	n.r.	Veld-Kp's
Van den Berg en Roels, 1991	245	1.9*10 <sup>5</sup>	1.4*10 <sup>4</sup>		Geometrisch gemiddelde van 3 empirische waarden
Sauvé, 2000	125	65609	4778	n.r.	Meetwaarden uit de literatuur, n=64
Buchter et al., 1989	3.4	63	7.5	Cr(VI)	CrO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , n=8
Baes et al., 1984			850	n.r.	Relatie met plantopname
US-EPA, US Dept. Energy, 1999	0	2905		Cr(VI)	Overzicht van 7 studies n~30
US-EPA, 1999	1200	4.3*10 <sup>6</sup>	1.8*10 <sup>6</sup>	Cr(III)	MINTEQ berekening
	14	31	19	Cr(VI)	MINTEQ berekening
	168	3600		Cr(III)	Battelle (1989), gemeten waarden uit literatuur
	17	360		Cr(VI)	Battelle (1989), gemeten waarden uit literatuur
	1.2	1800		Cr(VI)	Baes en Sharp (1983), gemeten

Tabel B5.6 Regressielijnen voor het verband tussen K<sub>p</sub> van chroom (III) en bodemparameters.

	r <sup>2</sup>	significant	n	Ref:
logK <sub>p</sub> = 2.64 + 0.21 pH	0.54		19	Otte et al., 2001
logK <sub>d</sub> = 2.25 + 0.28 pH	0.79		5	Seuntjes, 2004

Een kwetsbaar bodemtype voor uitspoeling zou een zandgrond met lage pH kunnen zijn. Bijbehorende K<sub>p</sub> is 1200 L/kg, dit is de 10<sup>e</sup> percentiel uit de Van den Hoop-Janssen dataset (De Groot et al., 1998).



Een kwetsbaar bodemtype voor accumulatie zou een kleigrond met een neutrale pH kunnen zijn. Cr(III) is het dominante ion dat hetzij neerslaat of adsorbeert, waarbij de sorptie nog weinig wordt beperkt door competitie met H<sup>+</sup> ionen. Bijbehorende K<sub>d</sub> is 50000 L/kg. Hoewel het verschil tussen de laagste en de hoogste K<sub>p</sub> enorm groot is, is de onzekerheid voor de uiteindelijke conclusie gering. Cr(III) is zeer immobiel in de bodem.

## B5.5. Cadmium

Cadmium komt voor op de lijst van prioritaire gevaarlijke stoffen van de EU Kaderrichtlijn Water (Beschikking 2455/2001/EG). Cadmium komt voor in het milieu als gehydrateerd ion en in anorganische complexen zoals, cadmiumcarbonaat, -hydroxide, -chloride of -sulfaat. Daarnaast kan cadmium ook complexen vormen met organische verbindingen.

In de bodem zullen we vooral te maken hebben met adsorptie van het Cd<sup>2+</sup> kation. De adsorptie van cadmium is afhankelijk van de pH, zoals bij kationadsorptie ook verwacht mag worden. Daarnaast zijn verbanden gevonden met het kleigehalte, Al-oxidegehalte, organische stofgehalte. Complexvorming met opgelost organische stof kan de mobiliteit van cadmium vergroten. Een overzicht van K<sub>p</sub>-waarden uit de literatuur is gegeven in Tabel B5.7.

Tabel B5.7 Overzicht van K<sub>p</sub>-waarden voor cadmium

Ref.	min	Max	median	Opm:
Otte et al., 2001			2560 720	Gebaseerd op regressielijn
Van den Berg en Roels, 1991			187	Gemiddelde van 3 verschillende empirische waarden
Sauvé, 2000	0.44	1.9*10 <sup>5</sup>	390	830 Meetwaarden uit literatuur
Buchter et al., 1989	5.5	755	53	Gemeten (11 bodems)
Baes et al., 1984	1.3	27	6.4	28 Metingen aan klei uit literatuur (Frost & Griffin, 1977)
US-EPA, 1996	15 32 15 2.7	4300 50 567 1.7*10 <sup>4</sup>	75	MINTEQ- berekeningen Coughtry et al., 1985 Batelle, 1989 AECL, 1990
US-EPA, 1999	0.5	4360	122	174 metingen (incl. Buchter set)
De Groot et al., 1998	6	7661	217	Metingen van veld-K <sub>p</sub> 's

Vele regressievergelijkingen zijn opgesteld. Een overzicht hiervan is gegeven in Tabel B5.8.

Tabel B5.8 Regressielijnen voor het verband tussen K<sub>p</sub> van cadmium en bodemparameters.

	r <sup>2</sup>	significant	n	Ref:
logK <sub>d</sub> = 0.36 pH + 0.41 log(%lutum) + 0.52 log%OC + 0.3	0.60		41	Otte et al., 2001
logK <sub>d</sub> = 0.49 pH - 0.60	0.467	p<0.001	204	Sauvé, 2000
logK <sub>d</sub> = 0.46 pH - 0.19	0.73		23	Seuntjes, 2004
logK <sub>d</sub> = 0.43 pH + 0.26 logCEC - 0.13	0.79		23	Seuntjes, 2004
logK <sub>d</sub> = 0.42 pH + 0.78 log Al-ox - 0.68 logDOC + 2.26	0.799	P<0.001	26	de Groot et al., 1998
logK <sub>d</sub> = 0.45 pH - 0.54	0.75			US-EPA, 1999
logK <sub>d</sub> = 0.29 pH + 0.28 log(klei) + 0.70 log(%OM) - 0.09 logDOC - 4.84	0.78		110	Römkens et al., 2003

Als kwetsbaar bodemtype voor uitspoeling wordt een zandgrond met lage pH aangewezen. Een representatieve K<sub>d</sub> hiervoor is 15 L/kg, dit is de 10<sup>e</sup> percentiel uit de Van den Hoop-Janssen-dataset (De Groot et al., 1998). Een kwetsbaar bodemtype voor accumulatie is een kleigrond met hoge pH. Een representatieve pH hiervoor is 1700 L/kg (dit is de 90<sup>e</sup> percentiel uit de Van den Hoop-Janssen-dataset (De Groot et al., 1998).

Freundlich-exponenten, die aangeven in welke mate verzadiging van adsorptieplaatsen kan plaatsvinden, zijn onderzocht door Buchter et al. (1989) in 11 grondsoorten. Gemiddeld was de Freundlich-exponent voor cadmium 0.736. Ook Römkens komt met een schatting gebaseerd op regressie van de resultaten van 110 Nederlandse bodems, n = 0.54.

Over cadmium is erg veel bekend. De onzekerheid over de adsorptie is dan ook een stuk kleiner dan bij vele andere elementen het geval is. Een variabiliteit ten gevolge van de invloed van bodemeigenschappen blijft wel bestaan. Die is redelijk goed gedefinieerd door middel van de regressielijnen. Hoewel de onzekerheid in  $K_p$  dus relatief klein is, is de uiteindelijke conclusie omtrent de concentraties die in het grondwater kunnen ontstaan zeer onzeker. Juist in de  $K_p$ -range van 15-1700 kan het hele spectrum van volledige accumulatie tot volledige uitspoeling optreden. Cadmium zal daarom bij uitstek geschikt zijn voor een locatiespecifieke of gebiedsgerichte risicobeoordeling.

## B5.6. Kobalt

Kobalt komt onder natuurlijke omstandigheden voor als tweewaardig ion. Onder reductieve omstandigheden kunnen er complexen met sulfiden gevormd worden. De adsorptie van kobalt wordt bepaald door de aanwezigheid van ijzer- en mangaanoxides en klei. De adsorptie is verder sterk afhankelijk van de oxidatieve toestand en de aanwezigheid van organische complexerende bestanddelen in de bodem.

De pH van de bodem heeft grote invloed op de adsorptie van kobalt. Kobalt is een kation en daarom is de adsorptie minimaal onder zure omstandigheden, neemt toe in het pH-gebied tussen 4 en 7 en blijft hoog ( $>10^3$  L/kg) onder basische omstandigheden. In aanwezigheid van liganden neemt de adsorptie van kobalt af. In aanwezigheid van cyanide en nitriet neemt de adsorptie van kobalt drastisch af ( $K_d < 2$  L/kg), ten gevolge van de vorming van negatief geladen complexen. In aanwezigheid van organische liganden zijn ook bijzonder lage  $K_d$ 's gerapporteerd ( $< 2$  L/kg). Naast de binding aan de minerale bodemdelen is vaak de sorptie aan humine relevant. De aanwezigheid van andere kationen ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) heeft een competitief effect, waardoor de adsorptie van kobalt kan afnemen.

Enkele studies laten zien dat de aanwezigheid van complexerende bestanddelen van zeer grote invloed is op de  $K_d$ . In een schudproef (spiked) met 2 verschillende grondwaters komt het grote verschil in  $K_d$  naar voren, zie Tabel B5.9. Grondwater A laat met twee verschillende sedimenten een zeer lage  $K_d$  zien. Grondwater B heeft juist een hoge  $K_d$ . Als aan grondwater B complexerende stoffen worden toegevoegd, neemt de  $K_d$  van kobalt drastisch af.

*Tabel B5.9 Relatie tussen grondwatersamenstelling en  $K_p$ -waarde van kobalt (Cantrell en Serne, 1993), geciteerd door Krupka en Serne, 2002)*

groundwater solution	sediment	$K_p$ (L/kg)			avg.
A	A	0.05	0.27	0.23	0.18
A	B	0.07	0.17	0.13	0.12
B	B	n.r.			2560
B + 150 ppb CN	A	2.1	2	1.7	1.93
B + 2000 ppb CN	A	0	0.1	0.1	0.07
B + 25ppb EDTA	A	1000	1230	982	1070
B + 200 ppb EDTA	A	79	71	65	72
B + 2000 ppb EDTA	A	2.6	3.4	3.8	3.3

Baes et al. (1984) vinden  $K_p$ -waarden in de range van 0.2 tot 3800. Het betreft in totaal 57 waarden uit de literatuur, gebaseerd op verschillende methoden en extracties, uit de jaren 1960-1970.

Tabel B5.10 Kf-waarden in 11 Amerikaanse grondsoorten gemeten (Buchter et al., 1989)

Herkomst bodem	pH	%OM	Kf	n
Alligator	4.8	1.54	35.7	0.953
Calciorthid	8.5	0.44	251	0.546
Cecil	5.7	0.61	6.56	0.745
Kula	5.4	0.26	105	0.878
Lafitte	5.9	6.62	33.9	1.009
Molakai	6.2	6.98	92.5	0.621
Norwood	3.9	11.6	27.4	0.627
Olivier	6.0	1.67	67	0.584
Oldsmar	6.9	0.21	2.55	0.811
Webster	6.6	0.83	363	0.782
Windsor	4.3	1.98	6.28	0.741

In deze studie van Buchter et al. wordt bevestigd dat de Kp-waarden erg laag kunnen zijn. De waarden  $>10^3$  L/kg zijn in deze studie niet gevonden. Gemiddelde Freundlich-exponent is 0.745.

Van den Berg en Roels (1991) stelden een Kd vast van 120 L/kg. Deze waarde is nog steeds in gebruik bij CSOIL (Otte et al., 2001). Deze waarde is gebaseerd op:

- de studie van Baes et al. (1984): gemiddeld 47 L/kg;
- De plantopname –Kd-relatie van Baes (1984): 351 L/kg;
- En een Kd-relatie van Sauerbeck (1988): 245.

Concluderend kan gesteld worden dat de sorptie van kobalt erg afhankelijk is van pH en de aanwezigheid van complexvormende stoffen. Kp-waarden variëren van  $<1$  tot  $>10^3$ . De meeste betrouwbare en relevante gemeten gegevens komen uit de studie van Buchter et al. (1989). Het grondwater is kwetsbaar in grondsoorten met een lage pH (kalkarme zandgronden) en in aanwezigheid van nitriet, cyanide of organische liganden. De bodem loopt juist meer risico's als de pH hoog is (kleigrond) bij afwezigheid van complexerende verbindingen.

Een representatieve Kd voor een kalkarm zandgrondscenario wordt gesteld op 30 L/kg. Een representatieve Kd voor een kleigrond wordt gesteld op 1100 L/kg.

De onzekerheid in Kp is groot, omdat er maar weinig studies zijn naar het adsorptiegedrag van kobalt. Regressievergelijkingen zijn ook niet gevonden. De orde-grootte van de Kp zal naar verwachting wel kloppen, gezien de overeenkomsten van het element met cadmium, koper en nikkel. De uiteindelijke conclusie omtrent de concentraties die in het grondwater kunnen ontstaan, is zeer onzeker. Juist in de Kp-range van 30-1100 L/kg kan het hele spectrum van volledige accumulatie tot volledige uitspoeling optreden. Kobalt zal daarom bij uitstek geschikt zijn voor een locatiespecifieke of gebiedsgerichte risicobeoordeling.

## B5.7. Koper

Koper komt alleen voor in de 2+valentie. Het wordt relatief sterk gebonden middels ionenuitwisseling en specifieke sorptiereacties. Koper heeft echter ook een hoge affiniteit voor opgeloste organische stof, wat de mobiliteit aanzienlijk kan verhogen.

*Tabel B5.11 Overzicht van Kp-waarden voor koper uit diverse bronnen*

Ref.	min	Max	median	Opm:
Otte et al., 2001			2120	Mediaan van Sauvé
Van den Berg en Roels, 1991			540	Gemiddelde van 6 verschillende empirische waarden
Sauvé, 2000	6.8	82850	2120	452 Meetwaarden uit literatuur
Buchter et al., 1989	54	6350	317	Gemeten (11 bodems)
Bockting, 1992				Geometrisch gemiddelde uit Buchter set
Baes et al., 1984	1.4	333	35	Literatuurwaarden, n=55
De Groot et al., 1998	7	7893	249	46 gemeten veld Kp's

*Tabel B5.12 Regressielijnen voor het verband tussen Kp van lood en bodemparameters.*

	r <sup>2</sup>	significant	n	Ref:
$\log K_p = 0.27 \cdot \text{pH} + 1.49$	0.288	P<0.001	452	Sauvé, 2000
$\log K_p = 1.34 + 0.85 \log(\%C) + 0.24$	0.81		19	Seuntjes, 2004
$\log K_p = -0.72 + 0.39 \text{pH} + 0.6 \cdot \log(\text{Al-ox})$	0.823	P<0.001	28	de Groot et al., 1998
$\log K_f = -2.75 + 0.13 \text{pH} + 0.62 \log(\%OM) + 0.23 \log(\%klei) - 0.26 \log(\text{DOC})$	0.66		60	Römkens et al., 2003
$\text{Log} K_p = 0.38 + 0.36 \text{pH}$	0.49		33	Otte et al., 2001

Buchter et al. (1989) heeft in 11 grondsoorten een gemiddelde Freundlich-exponent gevonden van 0.755. Römkens (2003) vond middels regressie in 60 verschillende grondsoorten een Freundlich-exponent van 0.57.

Een kwetsbaar grondwater-scenario is een zandgrond met een lage pH (en veel DOC). Een representatieve Kp-waarde is 30 L/kg, dit is het 10<sup>e</sup> percentiel uit De Groot et al. (1998). Een kwetsbaar scenario voor accumulatie is een kleigrond met een hoge pH. Een representatieve Kp is 830 L/kg, dit is het 90<sup>e</sup> percentiel uit De Groot et al. (1998).

Koper is uitgebreid onderzocht. De variatie in Kp ten gevolge van bodemeigenschappen is onvermijdelijk. De range die is geselecteerd, tussen 30 en 830 L/kg, is een traject waarin concentraties in het grondwater heel sterk afhankelijk zijn van de Kp. De uiteindelijke conclusie omtrent risico's voor bodem en grondwater zijn hier al snel gebaat bij een locatiespecifieke of gebiedsgerichte benadering.

## B5.8. Kwik

Kwik komt voor op de lijst van prioritaire gevaarlijke stoffen van de EU Kaderrichtlijn Water (Beschikking 2455/2001/EG). Kwik kan onder natuurlijke omstandigheden in de bodem voorkomen als  $\text{Hg}^{2+}$ , opgelost  $\text{HgCl}_2$ ,  $\text{HgCl}_3^-$ ,  $\text{HgCl}_4^{2-}$ . De pH is hierop nauwelijks van invloed. Onder licht reducerende omstandigheden kan organisch gebonden kwik en anorganisch kwik omgezet worden naar elementair kwik  $\text{Hg}(0)$ . Elementair kwik kan zich door biotisch en abiotische processen verbinden met methyl- of ethylgroepen, die zeer toxisch zijn, goed oplosbaar en vluchtig. De vervluchtiging van kwik uit de bodem kan aanzienlijk zijn en neemt toe met de pH. Kwik kan zich ook verbinden met carbonaten, hydroxide, fosfaten die bij hoge pH stabiel zijn. De hydroxide- en chloridecomplexen zijn mobiel. De adsorptie neemt toe met de pH, wat duidt op kation adsorptie. (McLean en Bledsoe, 1992). Regressievergelijkingen zijn niet bekend.

*Tabel B5.13 Overzicht van  $K_p$ -waarden voor kwik uit diverse bronnen*

Ref.	min	Max	median	Opm:
Otte et al., 2001			7500	Mediaan van Sauvé
Van den Berg en Roels, 1991	12	110000	3300	Gemiddelde van 3 verschillende empirische waarden
Sauvé, 2000	4286	16500	7500	4 Meetwaarden uit literatuur
Buchter et al., 1989	19.6	299	120	Gemeten (11 bodems)
Bockting, 1992			170	Geometrisch gemiddelde uit Buchter set
Baes et al., 1984			10	Empirische waarde
Seuntjes, 2004			5706	4 metingen van onbekende herkomst
US-EPA, 1999	0.04	200		MINTEQ, $\text{Hg}^{2+}$
US-EPA, 1996	322	5280		Metingen uit literatuur (Batelle, 1989)

Voor kwik is een gemiddelde (geometrisch) Freundlich exponent gerapporteerd van 0.794, gebaseerd op 11 grondsoorten (Buchter et al., 1989).

Een kwetsbare bodem voor grondwater is een zandgrond met lage pH. Een representatieve  $K_p$  zou kunnen zijn 350 L/kg Een kwetsbare bodem voor de accumulatie zou een kalkrijke klei kunnen zijn, met een representatieve  $K_d$  van 1100 L/kg.

De  $K_p$  range is zodanig dat gesproken kan worden van een immobiele stof. Uitgaande van een dergelijke range duurt het minimaal 800 jaar voordat het bovenste grondwater is bereikt. Kwik is geen stof waar bij een locatiespecifieke benadering veel voordelen biedt t.o.v. een generieke benadering.

## B5.9. Lood

Lood komt voor op de lijst van prioritaire gevaarlijke stoffen onder evaluatie van de EU Kaderrichtlijn Water (Beschikking 2455/2001/EG). Naar lood is erg veel onderzoek gedaan. Daaruit blijkt dat loodadsorptie toeneemt met de pH en toeneemt met het organische stofgehalte. De sorptie is niet-lineair ( $K_d$  neemt af met de concentratie). De aanwezigheid van andere anionen kan de sorptie van lood doen afnemen door complexering of de vorming van neerslagen. In aanwezigheid van opgeloste organische stof kan de mobiliteit toenemen. In het algemeen wordt lood beschouwd als een immobiele verbinding. Een overzicht van  $K_p$ -waarden is gegeven in Tabel B5.14.

Tabel B5.14 Overzicht van  $K_p$ -waarden voor lood uit diverse bronnen

Ref.	min	Max	median	Opm:
Otte et al., 2001			11000 36000	pH 6, OM 10%, klei 25% pH 5, OM 5%, klei 15%
De Groot et al., 1998	61	$1.6 \cdot 10^5$	5555	Gebaseerd op regressievergelijking. Veld $K_p$ 's, n=44
Van den Berg en Roels, 1991			2380	Gemiddelde van 3 verschillende empirische waarden
Sauvé, 2000	61	$2.3 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^5$	4 Meetwaarden uit literatuur
Buchter et al., 1989	136	$4.3 \cdot 10^7$	918	Gemeten (9 bodems)
Bockting, 1992			1905	Geometrisch gemiddelde uit Buchter set
Baes et al., 1984	4.5	$7.6 \cdot 10^3$	400	n=125 Meetwaarden uit literatuur
Baes et al., 1984			900	Empirische waarde
Seuntjes, 2004			$1.45 \cdot 10^4$	Regressie op basis van 5 Vlaamse gronden
US-EPA, 1999	19	$5.9 \cdot 10^4$	3500	Metingen aan 8 bodems, (Gerritse et al., 1982 & Sheppard et al., 1989)

Diverse regressielijnen zijn gerapporteerd. Het verband tussen  $\log K_d$  en pH komt duidelijk en significant naar voren. De invloed van andere parameters zoals het organische stofgehalte, opgelost organische stof, lutum en klei is minder duidelijk.

Tabel B5.15 Regressielijnen voor het verband tussen  $K_p$  van lood en bodemparameters.

	$r^2$	significant	n	Ref:
$\log K_d = 0.49 \text{ pH} + 1.37$	0.473	p<0.001	204	Sauvé, 2000
$\log K_d = 0.4 \text{ pH} + 1.76$	0.91			Seuntjes, 2004
$\log K_p = 0.41 \text{ pH} + 0.89 + 0.58 \cdot \log \text{CE}$	0.806	P<0.001	28	de Groot et al., 1998
$K_d = 902.4 \text{ pH} + 150.4 \text{ pH}^2 + 1639$	0.971			US-EPA, 1999
$\log K_d = 0.22 \text{ pH} + 0.98 \log(\% \text{OM}) - 0.23 \log(\text{DOC}) + 0.07 \log(\% \text{Klei})$	0.59		110	Römkens et al., 2003
$\log K_d = 0.46 \text{ pH} + 0.71 \log(\% \text{Lutum}) + 0.83$	0.66		37	Otte et al., 2001

Een kwetsbare situatie voor het grondwater kan omschreven worden als een zandgrond met een lage pH. Een representatieve  $K_d$  voor deze situatie is 400 L/kg (het 10<sup>e</sup> percentiel uit de De Groot et al., 1998).

Een situatie die kwetsbaar is voor bodemaccumulatie is een kleigrond met een hoge pH. Voor die situatie wordt uitgegaan van een  $K_d$  van 47000 l/kg (het 90<sup>e</sup> percentiel uit De Groot et al., 1998).

De  $K_p$ -range is zodanig, dat gesproken kan worden van een immobiele stof. Uitgaande van een dergelijke range duurt het minimaal 1000 jaar voordat het bovenste grondwater is bereikt. Lood is geen stof waarbij een locatiespecifieke benadering veel voordelen biedt ten opzichte van een generieke benadering.

## B5.10. Molybdeen

Molybdeen wordt in de natuur in twee oxidatietoestanden aangetroffen: Mo(IV) en Mo(VI). Onder anaërobe omstandigheden kan MoS<sub>2</sub> ontstaan. (Fox en Doner, 2003). Onder oxiderende omstandigheden is Mo(VI) dominant en veelal aanwezig als oxyanion molybdate (MoO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). Anion adsorptie is naar verwachting het dominante proces, een pH-effect is met de beschikbare gegevens niet aantoonbaar. Molybdeenadsorptie correleert net als de sorptie van lood en vanadium goed met de gehalten aan ijzer- en aluminiumoxides en -hydroxides, met dien verstande dat de K<sub>p</sub>'s lager zijn dan van de andere twee elementen.

Er zijn wat metingen gedaan naar de adsorptie van molybdeen in grond. De studie van Buchter et al. geeft ook een duidelijke beschrijving van de proef. Molybdeen is toegevoegd als (NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub>·4H<sub>2</sub>O. Het is niet duidelijk of dit molybdeencomplex (polymeer) tijdens de studie uiteengevallen is in MoO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, zodat de proef als representatief beschouwd kan worden. De gegevens van de diverse bronnen zijn redelijk met elkaar in overeenstemming en worden dus bruikbaar geacht.

Tabel B5.16 K- waarden voor molybdeen (Buchter et al., 1989)

Kf	pH	Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> <sup>6-</sup>
Alligator	4.8	57.5
Cecil	5.7	18
Kula	5.4	411
Lafitte	5.9	81.5
Molakai	6.2	118
Oldsmar	6.9	256
Windsor	4.3	43.8

In de studie heeft molybdeen een gemiddelde Freundlich-exponent van 0.665.

Tabel B5.17 Overzicht van K<sub>p</sub>-waarden voor molybdeen

Ref.	min	Max	median	Opm:
Otte et al., 2001	-	-	40	Uit: Sauvé, 2000
Van den Berg en Roels, 1991			19	Gemiddelde van empirische waarden
Sauvé, 2000	14	52	38	4 Meetwaarden uit literatuur
Buchter et al., 1989	18	411	82	Gemeten (7 bodems)
Baes et al., 1984	0.37	400	18	Gemeten n=17

Als kwetsbare grond voor uitspoeling kan een zandgrond worden genomen, met lage concentraties aan ijzer- en aluminiumoxides en -hydroxides. Een representatieve K<sub>p</sub> voor die situatie zou 140 L/kg kunnen zijn (gecorrigeerde 10<sup>o</sup>-percentielwaarde uit de Buchter-set). Als kwetsbare grond voor accumulatie kan een kleigrond worden genomen met hoge concentraties aan ijzer en aluminium oxides en hydroxides. Een representatieve K<sub>p</sub> voor die situatie zou 1400 L/kg kunnen zijn (gecorrigeerde 90<sup>o</sup>-percentielwaarde uit de Buchter-set). Gezien de beperkte dataset en het ontbreken van informatie over de proefopzet (behalve Buchter et al., 1989) is de onzekerheid vrij groot.

## B5.11. Nikkel

Nikkel komt voor op de lijst van prioritaire stoffen van de EU Kaderrichtlijn Water (Beschikking 2455/2001/EG). Nikkel vormt in niet-verontreinigde grond geen neerslagen. Retentie is geheel te wijten aan adsorptie. Adsorptie vindt plaats aan klei, ijzeroxides, mangaanoxides en organische stof. De vorming van complexen met anorganische en organische liganden kan de mobiliteit van nikkel vergroten (US-EPA, 1999).

Volgens het Eh-pH-diagram zal nikkel in de bovengrond vooral voorkomen als het  $\text{Ni}^{2+}$ -kation. Naar verwachting zal de  $K_d$  behoorlijk hoog zijn en afnemen bij lagere pH's. Een overzicht van  $K_d$  waarden voor nikkel is gegeven in Tabel B5.18. Sauvé en Buchter et al. melden allebei de overeenkomstige sorptie van kobalt en nikkel als ze in dezelfde grondsoorten worden getest.

Tabel B5.18 Overzicht van  $K_d$  waarden van nikkel.

Ref.	min	max	median	Opm:
Otte et al., 2001			2000 1000	pH 6, OM 10%, klei 25% pH 5, OM 5%, klei 15%
Sauvé, 2000	8.9	$2.6 \cdot 10^5$	2333	gebaseerd op regressievergelijking 139 metingen uit de literatuur
Buchter et al., 1989	3.44	337	45	Gemeten in 11 bodems
Baes et al., 1984			150	Soil-plant relation
De Groot et al., 1998	9	3547	554	Veld $K_p$ 's, n=46
US-EPA, 1996	16	1900		Gebaseerd op MINTEQ
US-EPA, 1996			20	Coughtrey et al 1985, gemeten
US-EPA, 1996	12	650		Batelle, 1989, gemeten

Uit de Buchter-set blijkt een significante correlatie van  $\log K_p$  met pH en CEC. Een regressielijn is hiervoor niet afgeleid. Andere bronnen vermelden wel regressielijnen,; deze zijn opgesomd in Tabel 5.19. Uit de Buchter-set is een geometrisch gemiddelde Freundlich-exponent van 0.729 af te leiden.

Tabel B5.19 Regressievergelijkingen voor nikkel

	$R^2$	Significantie	n	Ref
$\log K_p = 0.72 \text{ pH} - 1.75$	0.576	$P < 0.001$	138	Sauvé, 2000
$\log K_p = 0.27 \text{ pH} + 0.35 \log(\text{Al-ox}) + 0.15 \log\%(\text{klei}) + 0.68$	0.796	$P < 0.001$	25	De Groot et al., 1998
$\log K_p = 1.31 \text{ pH} + 0.25$	0.71		44	Seuntjes, 2004, gebaseerd op data van De Groot et al., 1998
$\log K_p = 0.25 \text{ pH} + 0.57 (\% \text{klei}) + 1$	0.74		32	Otte et al. , 2001 gebaseerd op data van De Groot et al., 1998
$\log K_p = 0.32 \text{ pH} + 0.84 \log(\% \text{OM}) - 0.17 \log(\text{DOC}) + 0.39 \log(\% \text{klei}) - 4.95$	0.9		110	Römkens, 2003

Het verwachte pH-effect is zichtbaar in de regressievergelijkingen.

Een kwetsbare situatie voor het grondwater kan omschreven worden als een zandgrond met een lage pH. Een representatieve  $K_d$  voor deze situatie is 46 L/kg (dit is het 10<sup>e</sup> percentiel uit De Groot et al., 1998).

Een situatie die kwetsbaar is voor bodemaccumulatie is een kleigrond met een hoge pH. Voor die situatie wordt uitgegaan van een  $K_d$  van 1500 l/kg (Dit is het 90<sup>e</sup> percentiel uit de De Groot-set).

De variatie in  $K_p$  ten gevolge van bodemeigenschappen is onvermijdelijk. De range die is geselecteerd, tussen 46 en 1500 L/kg, is een traject waarin concentraties in het grondwater heel sterk afhankelijk zijn van de  $K_p$ . De uiteindelijke conclusie omtrent risico's voor bodem en grondwater zijn hier al snel gebaat bij een locatiespecifieke of gebiedsgerichte benadering.



## B5.12. Seleen

In bodem kan seleen in 4 verschillende oxidaties voorkomen: selenide, elementair selenium, seleniet en selenaat. Selenaat is de meest voorkomende vorm in kalkrijke gronden, seleniet in zure gronden. Seleniet bindt zich aan sesquioxides, in het bijzonder aan ijzeroxides en de binding neemt toe bij lagere pH. In aanwezigheid van fosfaat en organische stof neemt de adsorptie van seleniet sterk af. Precipitatie is geen belangrijk mechanisme.

Selenaat komt vooral voor onder basische omstandigheden. In tegenstelling tot seleniet is selenaat zeer mobiel in de bodem. Selenaat wordt geadsorbeerd door ijzeroxides met een maximum bij pH 4.5. Selenaat lijkt te worden gebonden door zwakke ionenuitwisseling en lijkt hierin op sulfaat. Er worden geen stabiele neerslagen gevormd onder de heersende pH en redoxomstandigheden in de bodem.

Selenium komt ook voor in zijn elementaire vorm. Deze vorm is erg immobiel. Organische complexen van selenium zijn analoog aan zwavelcomplexen, seleno-aminozuren en afgeleiden daarvan. Onder invloed van biologische processen kan selenium gemethyleerd worden tot vluchtige methylselenides (EPA, 1999).

In het licht van deze informatie gaan we ervan uit dat in Nederlandse bovengronden met een pH tussen 4 en 9 seleen vooral voor zal komen in zijn elementaire vorm, die vrij immobiel is en na methylering zou kunnen vervluchtigen. Bij hoger pH's kan het mobiele seleniet voorkomen. Het kwetsbare bodemtype voor uitspoeling is een kalrijke zandgrond (hoge pH), omdat daar de mogelijkheid bestaat van de aanwezigheid van seleniet. Het kwetsbare bodemtype voor accumulatie is een zure tot licht basische kleigrond, omdat daar selenium vooral in elementaire vorm voorkomt. De aanwezigheid van het mobiele selenaat wordt niet in beschouwing genomen, omdat dat alleen ontstaat onder sterk oxiderende omstandigheden.

*Tabel B5.20 Overzicht van Kp-waarden voor seleen*

Ref.	min	max	median	Opm:
Otte et al., 2001	-	-	-	Uit: van den Berg&Roels,1991, gebaseerd op relatie met BCF
Sauvé, 2000	1.6	600000	15	15 Meetwaarden uit literatuur
Buchter et al., 1989			9	1 meetwaarde
Baes et al., 1984			300	Soil-plant relation
US-EPA	2.2	18	5	Gebaseerd op MINTEQ speciatie berekeningen
US-EPA, 1996	(pH 8.0)	(pH 4.9)	(pH 6.8)	
US-EPA, 1996	5.9	14.9		Uit: Batelle (1989), gemeten
US-EPA, 1996	150	1800		Gemeten (AECL, 1990)
Bockting, 1992			20	
Ambrose, 1999	0.5	240	25	N=11, uit de literatuur (?)

Schuiling (2003) en Beak International (2002) beschrijven de mobiliteit alleen in kwalitatieve zin. Hierin wordt selenium in het algemeen beschouwd als een vrij mobiele stof.

Helaas ontbreekt informatie over de bodemeigenschappen waarbij de Kp's zijn bepaald. Aangenomen dat seleniet het dominante ion is wordt uitgegaan van een lage Kp van 200 L/kg. Voor de zure tot licht basische kleigronden word 2000 L/kg gekozen. Wegens het gebrek aan data is de onzekerheid omtrent deze Kp-range groot.

## B5.13. Tin

Tin kan de valenties 2+ en 4+ hebben. In het milieu komt waarschijnlijk alleen 4+ voor.  $\text{SnO}_4$  en  $\text{Sn}(\text{OH})_4$  vormen neerslagen. De mobiliteit van tin is derhalve laag. Gebonden aan opgelost organische stof kan de mobiliteit van tin toenemen.

Er zijn nauwelijks experimentele gegevens met  $K_p$ -waarden voor tin. Er wordt vermeld dat tin erg immobiel is en dat de mobiliteit vergelijkbaar is aan die van lood of zelfs minder mobiel. Bockting et al. (1992) stellen een  $K_p$  vast van 1900 L/kg, gebaseerd op de Buchter dataset voor lood. Voor sedimenten worden zeer hoge  $K_p$ 's gerapporteerd ( $\log K_p = 6$ ) (DeVolder, 2003).

*Tabel B5.21 Overzicht van  $K_p$ -waarden voor tin*

Ref.	min	max	median	Opm:
Bockting et al. (1992)			1900	Gelijkgesteld aan lood
Baes et al. (1984)			250	Soil-plant relation
Ambrose, (1999)	126	10000	501	4 literatuur data

De herkomst van de data in het rapport van Ambrose is moeilijk te achterhalen. Bij gebrek aan betere informatie wordt deze dataset als uitgangspunt genomen. De range van  $K_p$ 's zal waarschijnlijk liggen tussen 130 en 10000 L/kg. Het geometrisch gemiddelde hiervan is 1140 L/kg.

Door gebrek aan gegevens is deze schatting van  $K_p$ 's vrij onbetrouwbaar. De orde grootte van de gehele range duidt echter aan dat tin een immobiele stof is. Bij meer informatie zal wellicht een betere schatting van het gemiddelde gemaakt kunnen worden, maar de conclusie dat tin een immobiele stof is, zal hier zeer waarschijnlijk niet door veranderen. Aanvullend onderzoek is niet urgent. De uitkomsten zijn geschikt voor een generieke benadering. Een locatiespecifieke benadering is voor tin niet erg zinvol.

## B5.14. Vanadium

In sedimentaire gesteenten wordt vanadium getransporteerd door het grondwater, waarbij vanadium de valenties +4 en +5 heeft. De volgende ionen worden afhankelijk van pH en redoxpotentiaal aangetroffen (Wanty en Goldhaber, 1992).

+5:  $\text{VO}_3^-$ ,  $\text{VO}_4^{3-}$ ,  $\text{HVO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{VO}_4^-$ ,  $\text{H}_3\text{VO}_4$ ,  $\text{H}_4\text{VO}_4^+$ ,  
 +4:  $\text{VO}^{2+}$ ,  $\text{VO}(\text{OH})^+$ ,  
 +3:  $\text{V}^{3+}$ ,  $\text{VOH}^{2+}$ ,  $\text{V}(\text{OH})_2^+$ .

In grondsoorten met pH tussen 4 en 9 en een redoxpotentiaal tussen -0.1 en +0.2 V (aëroob) zal overwegend vanadium (IV) voorkomen. Waarschijnlijk is er daarnaast tegelijkertijd ook vanadium(III) aanwezig. Bij deze valenties worden complexen gevormd met een overwegend positieve lading, wat impliceert dat kationadsorptie een grote rol zal spelen.

Er is slechts één studie gevonden met gemeten sorptiecoëfficiënten voor vanadium (Buchter et al., 1989). Hierin is vanadium toegevoegd als  $\text{NH}_4\text{VO}_3$ . Dit is het 5-waardige vanadium dat we onder aërobe bodemomstandigheden verwachten. Iets dieper in de bodem, waar een lagere redoxpotentiaal heerst, kan ook het minder mobiele 4-waardig vanadium voorkomen onder zure omstandigheden. Het is niet duidelijk of er tijdens de schudproef een verschuiving in de speciatie heeft voorgedaan. Er is geen relatie van sorptie met de pH. De sorptie is sterk gecorreleerd aan de gehalten ijzer- en aluminiumoxides en -hydroxides. Uit deze studie blijkt ook dat vanadium zich in dat opzicht net zo gedraagt als lood, waarbij aangemerkt moet worden dat de  $K_p$ -waarden van lood een factor  $10\text{-}10^4$  hoger zijn dan die van vanadium in dezelfde grond.

*Tabel B5.22 Freundlic- sorpti coëfficiënten en -exponenten voor vanadium in verschillende grondsoorten (Buchter et al, 1989)*

soil	Soil pH	Kf	1/n
Alligator	4.8	142	0.592
Calciorthid	8.5	10.8	0.857
Cecil	5.7	39.7	0.629
Kula	5.4	2220	1.402
Lafitte	5.9	103	0.679
Molakai	6.2	505	0.847
Norwood	3.9	18.6	0.877
Olivier	6	91.2	0.607
Oldsmar	6.9	90.8	0.483
Webster	6.6	80.7	0.762
Windsor	4.3	15.3	0.647

Baes et al. (1984) stelden een  $K_p$  vast van 1000 L/kg, die is gebaseerd op een empirische relatie tussen bodemconcentraties en plantopname.

Als kwetsbare grond voor uitspoeling kan een zandgrond worden genomen, met lage concentraties aan ijzer- en aluminiumoxides en -hydroxides. Een representatieve  $K_p$  voor die situatie zou 70 L/kg kunnen zijn.

Als kwetsbare grond voor accumulatie kan een kleigrond worden genomen met hoge concentraties aan ijzer- en aluminiumoxides en -hydroxides. Een representatieve  $K_p$  voor die situatie zou 2200 L/kg kunnen zijn. Omdat de Buchter set is gemeten met V(V) is de kans aanwezig dat de sorptie wordt onderschat; V(IV)) vormt namelijk kationen, en kationen

hebben i.h.a. een sterkere adsorptie dan anionen. Gezien het gebrek aan informatie over de speciatie en adsorptie van vanadium is de onzekerheid van deze waarden groot.

## B5.15. Zink

Zink komt voornamelijk voor als  $Zn^{2+}$ . Bij  $pH > 7.7$  hydrolyseert zink. De gehydrolyseerde vorm bindt sterk aan grondoppervlakken. De mogelijkheid van complexvorming met organische of anorganische stoffen bestaat, waardoor de mobiliteit kan toenemen. Zink is uitgebreid onderzocht. De mate van binding is zeer sterk afhankelijk van pH, organische stofgehalte en lutum, waardoor de gevonden range enorm breed is.

Tabel B5.23 Overzicht van  $K_p$ -waarden voor zink

Ref.	min	max	median	Opm:
Otte et al., 2001			2600	pH 6, OM 10%, clay 25%
			520	pH 5, OM 5%, clay 15%
Sauvé, 2000	1.4	320000	1730	Metingen uit de literatuur, n=302
Bockting et al., 1992			158	Is gemiddelde uit Buchter set
Van den Berg & Roels			250	Gemiddelde van 6 empirische waarden
Buchter et al., 1989	2	774	42	Metingen, n=11
Baes et al., 1984	0.1	8000	38	Metingen uit de literatuur, n= 146
US-EPA, 1996	16	530	62	MINTEQ berekeningen
	0.1	100000		AECL (1990)
	>20			Coughtry et al (1985)
De Groot et al., 1998	1.5	18200	253	45 Nederlandse grondsoorten

Freundlich-exponenten van 0.78 gemiddeld uit 60 verschillende grondsoorten (Römkens et al., 2003) en 0.722 geometrisch gemiddeld uit 11 verschillende grondsoorten zijn gerapporteerd.

Tabel B5.24 Regressievergelijkingen voor zink

	$R^2$	Significantie	n	Ref
$\log K_p = -0.26 + 0.45 \text{ pH} + 0.6 \log(\%L)$	0.85		33	Otte et al., 2001
$\log K_p = -2.05 + 0.62 + 1.34 \log(\%L) - 0.18 \log(\%OC)$	0.82		44	Otte et al., 2001
$\log K_p = 0.62 \text{ pH} - 0.97$	0.557	$P < 0.001$	302	Sauvé, n=302
$\log K_f = -4.59 + 0.49 \text{ pH} + 0.61 \log \%OM + 0.39 * \log(\%klei) - 0.19 \log(DOC)$	0.86			Römkens, 2003, n=60
$\log K_d = -1.09 + 0.61 \text{ pH}$	0.75		37	Seuntjes, 2004

Een kwetsbaar grondwaterscenario is een zandgrond met een lage pH. Een representatieve  $K_d$  in zo'n situatie kan zijn: 11 L/kg. Dit is het 10<sup>e</sup> percentiel uit De Groot et al., 1998. Een kwetsbaar scenario voor accumulatie is een kleigrond met een hoge pH. Een representatieve  $K_d$  is 6300 L/kg (dit is het 90<sup>e</sup> percentiel uit De Groot et al., 1998).

De range die is geselecteerd, tussen 11 en 6300 L/kg is een traject waarin concentraties in het grondwater heel sterk afhankelijk zijn van de  $K_p$ . De uiteindelijke conclusie omtrent risico's voor bodem en grondwater zijn hier al snel gebaat bij een locatiespecifieke of gebiedsgerichte benadering.

## B5.16. Cyaniden

In het Bouwstoffenbesluit wordt onderscheid gemaakt tussen vrij cyanide en cyanide-complexen.

De als bodemverontreiniging voorkomende cyanideverbindingen zijn vrij cyanide, complexgebonden cyanide en thiocynaat. Onder vrije cyaniden verstaat men het cyanide-ion (CN-) en blauwzuur (HCN). Deze vormen van cyanide zijn extreem toxisch. Welke vorm overheerst, is afhankelijk van de pH. Onder complexgebonden cyanide worden de metaalcyanidecomplexen verstaan. De ijzercyanidecomplexen (bijvoorbeeld Berlijns Blauw) zijn in de bodem zeer stabiel. De overige metaalcyanidecomplexen zijn minder stabiel en zullen uiteenvallen in vrij cyanide en het betreffende metaal. Thiocynaat (SCN-) komt als bodemverontreiniging regelmatig op gasfabrieksterreinen voor. Thiocynaat is als zodanig in de bodem terechtgekomen of onder invloed van micro-organismen in de bodem gevormd. Over het gedrag van thiocynaat is nog weinig bekend. ([www.bodemnieuws.nl](http://www.bodemnieuws.nl)).

### Vrij cyanide

Zowel aëroob als anaëroob kan vrij-cyanide door diverse organismen worden afgebroken tot CO<sub>2</sub> en NH<sub>3</sub> of kan het worden opgenomen en worden ingebouwd in aminozuren. Omdat vrij-cyanide echter óók acuut toxisch is, mogen voor afbraak of opname in celmateriaal nooit te hoge concentraties aanwezig zijn. Adsorptie van vrij cyanide is zeer gering. Ambrose (1999) voorspelt op basis van speciatieberekeningen adsorptiecoëfficiënten in de range van 0.01-20 L/kg voor vrij cyanide.

### Complexgebonden cyanide

Vanwege de langzame dissociatie van ijzercyaniden en door verdunning treden acuut toxische concentraties aan vrij-cyanide in de bodem slechts onder uitzonderlijke omstandigheden op. Biologische afbraak van ijzercyaniden geldt in het algemeen als problematisch. Voor zover afbraak plaatsvindt, is deze vrijwel altijd niet-biologisch van aard of kunnen niet-biologische processen, zoals dissociatie onder invloed van UV, bij de waarnemingen niet worden uitgesloten. Incidenteel schijnt afbraak van ijzercyaniden echter toch te zijn aangetoond. Desalniettemin lijkt biologische afbraak van ijzercyaniden geen rol van betekenis te spelen. De verspreiding van ijzercyaniden wordt in eerste instantie bepaald door precipitatie. Alleen indien de concentraties aan ijzercyaniden te laag zijn voor precipitatie, is sorptie het maatgevende proces. Sorptie van ijzercyaniden vindt vooral plaats aan ijzerhydroxiden.

Naast ijzer(hydr)oxiden beïnvloeden ook kleimineralen en organische stof de sorptie van ijzercyaniden. Sorptie aan kleimineralen is naar verwachting vrij zwak, reversibel en gevoelig voor ionsterkte en chlorideconcentratie. Sorptie aan organische stof is dan ook met name in organische stofrijke bodems met neutrale tot hoge pH aan de orde.

(<http://www.vakpagina.nl/A/24/15/inleiding.html>). Uit studies van Rennet (2002) konden de volgende K<sub>p</sub>-waarden worden afgeleid:

	Ferri-CN	Ferro-CN
Hoog org stofgehalte	5.3	5.8
Laag org. stofgehalte	12	2.3

Dijkstra et al. (2005) gaan in hun studie voor het afleiden van acceptatiecriteria voor cyaniden op stortplaatsen uit van de in de *Staatscourant* (2000) gepubliceerde K<sub>d</sub>-waarden van 0.1.

Op basis van deze, beperkte informatie, is gekozen voor een  $K_p$  met een range tussen 2.5 en 12 kg/L, met een gemiddelde van 5 kg/L. De exacte waarde is erg onzeker. De ordegrrootte van de hele range is zodanig, dat gesproken kan worden van een hoge mobiliteit.

#### Thiocyanaat

Thiocyanaat kan door verschillende bacteriën van het geslacht Thiobacillus worden afgebroken tot kooldioxide, ammonium en sulfaat. Thiocyanaat wordt niet tot de cyaniden gerekend (Dijkstra et al., 2005).

### **B5.17. Chloride**

Chloride is een zeer mobiele stof die ook van nature veel voorkomt. Chloride is zo mobiel dat er nauwelijks studies naar de adsorptie zijn gedaan. Baes et al., (1984) geven in hun rapport een  $K_p$  voor chloride van 0.25 L/kg. Deze waarde wordt in onderhavig rapport als het gemiddelde van een range beschouwd, met een range van 0.125- 0.5 L/kg.

### **B5.18. Bromide**

Bromide is een zeer mobiele stof die veel als 'tracer' in kolom-experimenten wordt gebruikt om de loopsnelheid van het water karakteriseren. Studies die adsorptiecoëfficiënten van bromide beschrijven zijn niet gevonden. Baes (1984) doet een schatting van 7.5 L/kg. Hiermee is bromide dus minder mobiel dan chloride. Deze waarde wordt in onderhavig rapport als het gemiddelde van een range beschouwd, met een range van 0.3-15 L/kg.

### **B5.19. Fluor**

Fluor is een vrij immobiele stof. Toch zijn er nauwelijks studies die adsorptiecoëfficiënten rapporteren. Baes (1984) doet een schatting van 150 L/kg. Deze waarde wordt in onderhavig rapport als het gemiddelde van een range beschouwd, met een range van 75-300 L/kg.

### **B5.20. Sulfaat**

Sulfaat is een vrij mobiele verbinding. Baes (1984) doet een schatting van 7.5 L/kg. Sulfaat is daardoor net zo mobiel als bromide. Deze waarde wordt in onderhavig rapport als het gemiddelde van een range beschouwd, met een range van 3.75-15 L/kg.

## Bijlage 6. Nieuwe kappawaarden

Component		kappa
Antimoon	Sb	0.04
Arseen	As	0.01
Barium	Ba	0.17
Cadmium	Cd	0.32
Chroom	Cr	0.25
Cobalt	Co	0.13
Koper	Cu	0.27
Kwik	Hg	0.14
Lood	Pb	0.18
Molybdeen	Mo	0.38
Nikkel	Ni	0.26
Seleen	Se	0.16
Tin	Sn	0.1
Vanadium	V	0.04
Zink	Zn	0.28
Cyaniden (vrij)		0.225
Cyaniden (complex)		0.209
Bromide	Br	0.508
Chloride	Cl	0.65
Fluoride	F	0.26
Sulfaat	SO4	0.33

Bron (De Wilde, 1998)

Kappa waarden zoals gebruikt ten behoeve van BsB (1999) staan vermeld in Bijlage 3.

## Bijlage 7. Eigenschappen geselecteerde stone-plots

### Afkortingen en symbolen:

GWS = grondwaterstand.

GHG en GLG = respectievelijk gemiddeld hoogste en gemiddeld laagste grondwaterstand.

OM = organische stof, in % minerale delen.

klei = kleigehalte, in % minerale delen.

pH = pH-KCl.

Fe-ox = ijzer(hydr)oxiden, bepaald met oxalaatextractie.

Al-ox = aluminium(hydr)oxiden, bepaald met oxalaatextractie.

CaCO<sub>3</sub> = calcietgehalte (% vaste fase).

$\rho_d$  (kg/l) = droge bulkdichtheid.

$\theta_w$  (m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>) = gemiddeld watergehalte.

plotnr	770	<b>VEEN</b>								
gem. GWS	38	cm	-mv							
GHG	10	cm	-mv							
GLG	61	cm	-mv							
van	tot	OM %	klei %	pH	Fe_ox (mmol/kg)	Al_ox (mmol/kg)	CaCO3 (%)	$\rho_d$ (kg/l)	$\theta_w$ (m3/m3)	
0	5	27.7	21.4	4.9	194	75	0	0.61	0.35	
5	15	27.7	25.2	4.9	194	75	0	0.61	0.37	
15	20	29.4	26.5	4.9	106	162	0	0.60	0.85	
20	25	33	25	4.9	108	161	0	0.48	0.86	
25	35	37.2	25.5	5	102	137	0	0.27	0.87	
35	50	47	22.4	4.8	88	213	0	0.25	0.88	
50	60	48.1	11.5	4.9	303	36	0	0.25	0.89	
60	75	40.2	10	4.9	203	35	0	0.26	0.51	
75	100	49	11.6	4.8	187	18	0	0.25	0.38	
100	200	27.4	10.1	4.8	13	19	0	0.24	0.38	

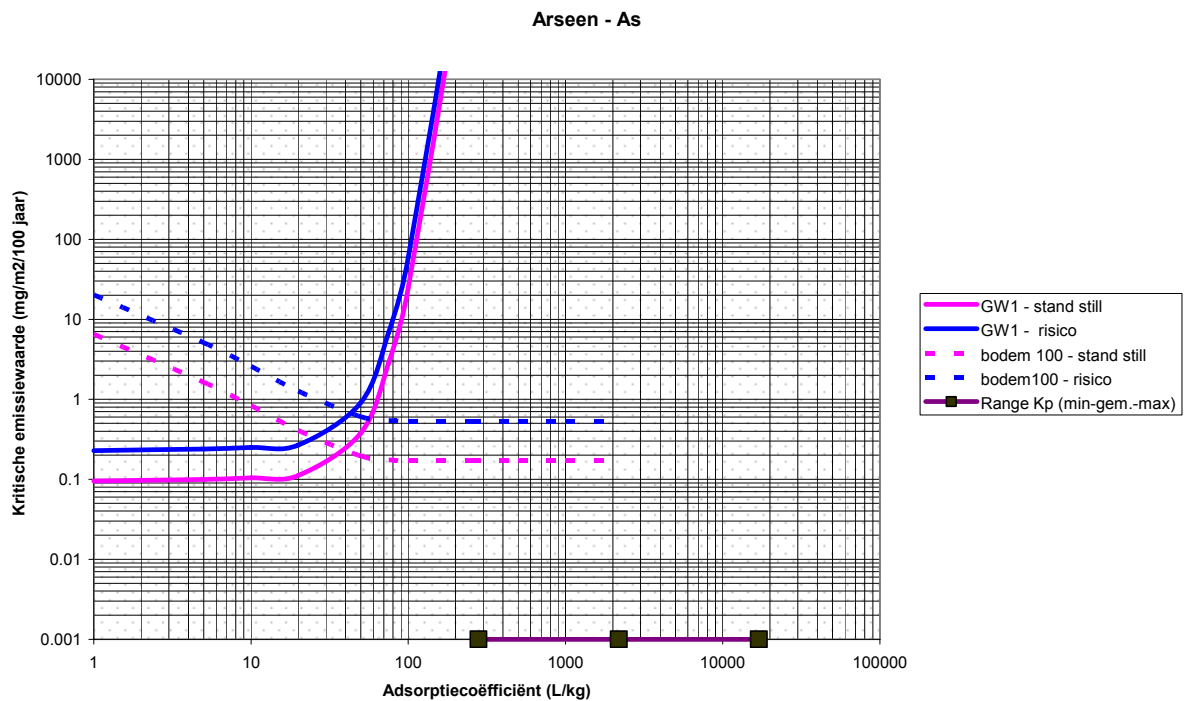
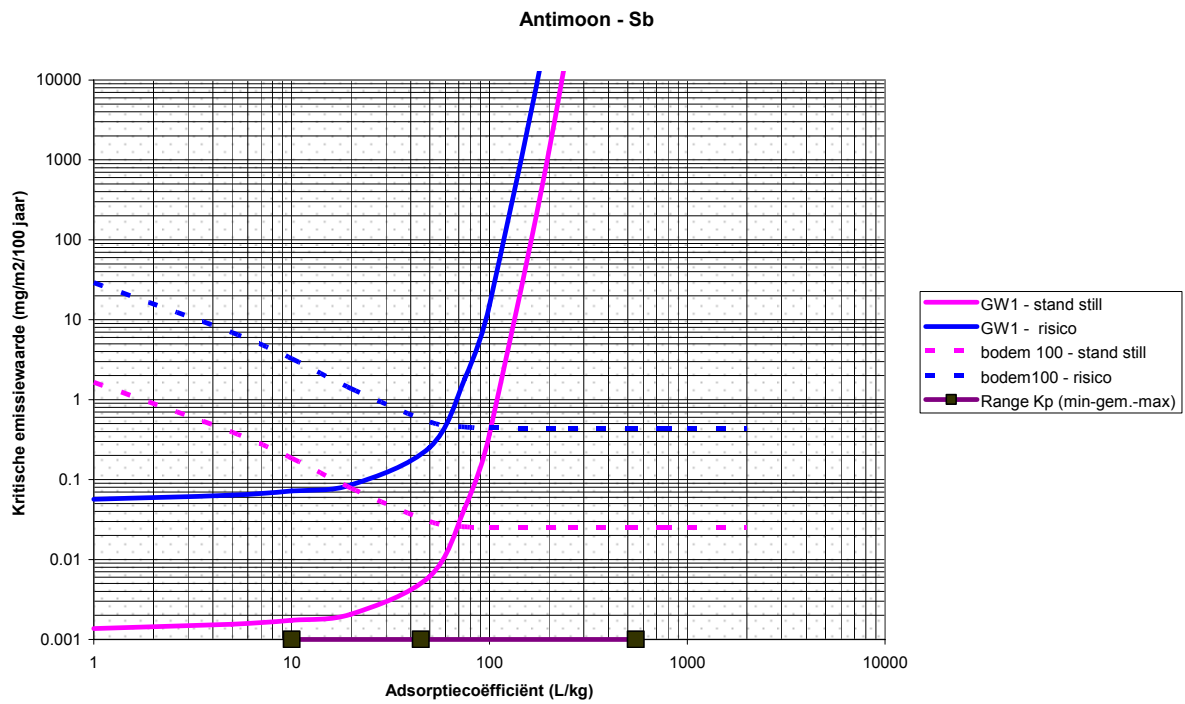
plotnr	633	<b>ZAND</b>		plotnr						
gem. GWS	67	cm	-mv	gem. GWS						
GHG	22	cm	-mv	GHG						
GLG	105	cm	-mv	GLG						
van	tot	OM %	klei %	pH	Fe_ox (mmol/kg)	Al_ox (mmol/kg)	CaCO3 (%)	$\rho_d$ (kg/l)	$\theta_w$ (m3/m3)	
0	5	4.7	3.3	4.5	33	35	0	1.35	0.31	
5	15	4.7	3.3	4.4	35	36	0	1.35	0.32	
15	20	4.5	3.4	4.4	37	37	0	1.35	0.33	
20	25	4.1	3.4	4.5	38	37	0	1.37	0.34	
25	35	3.7	3	4.4	39	34	0	1.45	0.36	
35	50	2.7	3.1	4.3	41	28	0	1.49	0.33	
50	60	2.2	2.8	4.4	38	20	0	1.51	0.34	
60	75	1.5	2.7	4.5	34	18	0	1.54	0.36	
75	100	0.8	2.8	4.6	33	15	0	1.57	0.37	
100	120	0.6	2.9	4.7	29	10	0	1.58	0.38	
120	200	0.6	2.9	4.7	29	10	0	1.58	0.38	



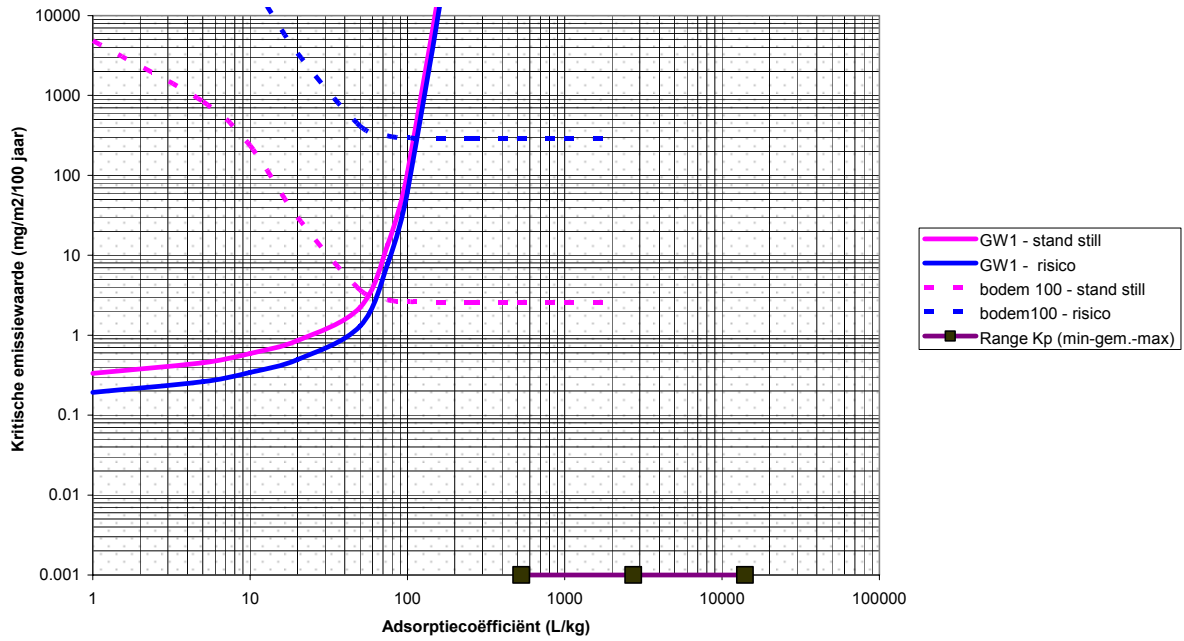
## Vervolg Bijlage 7

plotnr	3760	<b>KLEI</b>	plotnr	3760						
gem. GWS	93	cm -mv	gem. GWS	93						
GHG	16	cm -mv	GHG	16						
GLG	165	cm -mv	GLG	165						
van	tot	OM %	klei %	pH	Fe_ox (mmol/kg)	Al_ox (mmol/kg)	CaCO3 (%)	$\rho_d$ (kg/l)	$\theta_w$ (m3/m3)	
0	5	5.1	22.2	6.1	64	65	1.5	1.29	0.35	
5	15	5.2	23.3	6.1	61	66	1.5	1.28	0.35	
15	20	4.3	24.2	6.2	64	66	1.5	1.31	0.35	
20	25	3.9	24.8	6.1	63	60	1.5	1.32	0.43	
25	35	2.9	25.1	6.2	62	60	3	1.35	0.44	
35	50	2.1	25.6	6.3	55	60	3	1.38	0.45	
50	60	1.6	24.8	6.5	53	54	3	1.40	0.45	
60	75	1.5	21.6	6.6	53	56	5	1.43	0.46	
75	100	1.4	17.8	6.6	55	41	4	1.46	0.47	
100	120	1.5	12	6.8	51	18	4	1.51	0.48	
120	140	1.5	12	6.8	51	18	4	1.51	0.48	
140	170	1.5	12	6.8	51	18	4	1.51	0.49	
170	200	1.5	12	6.8	51	18	4	1.51	0.49	

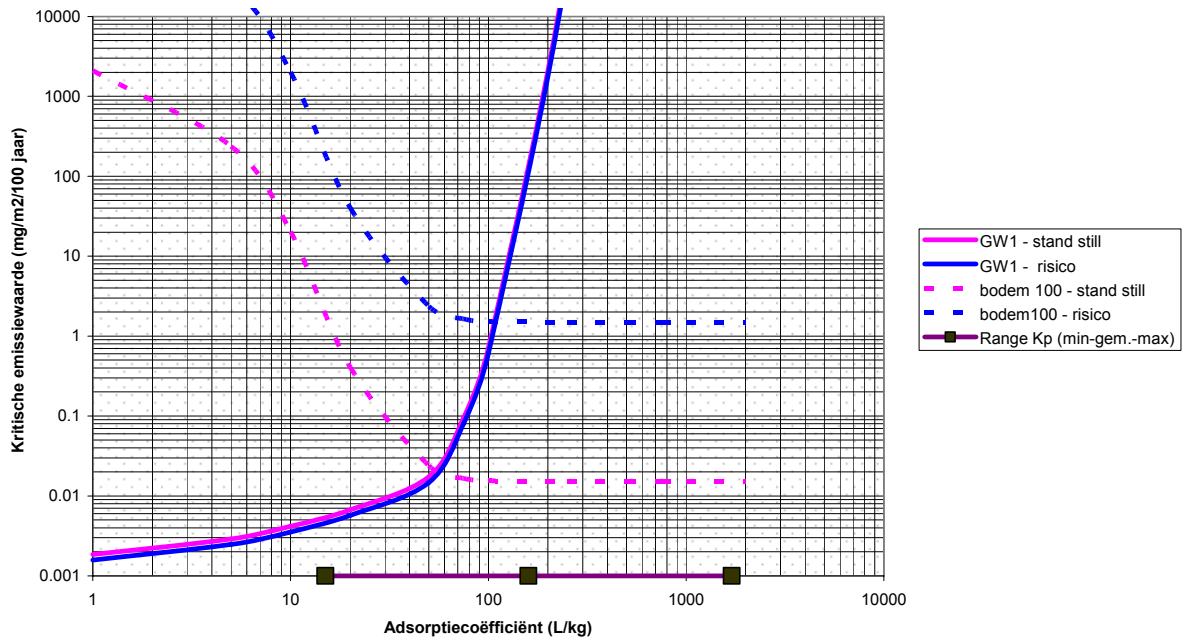
## Bijlage 8. Gevoeligheid van emissiewaarden voor adsorptiecoëfficiënt



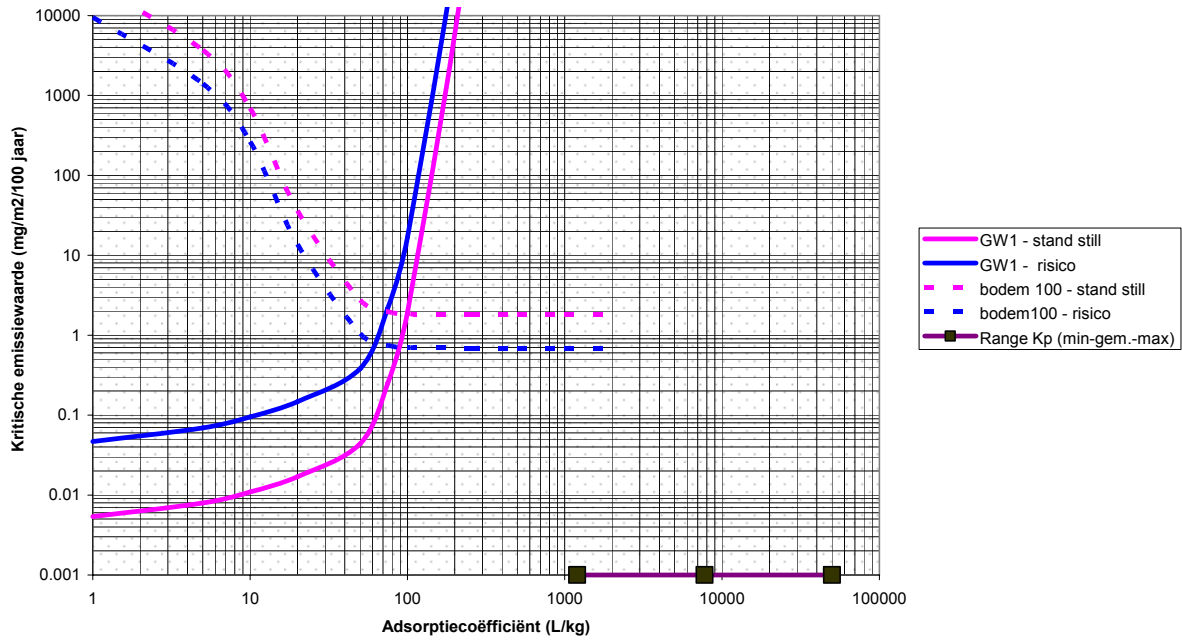
Barium - Ba



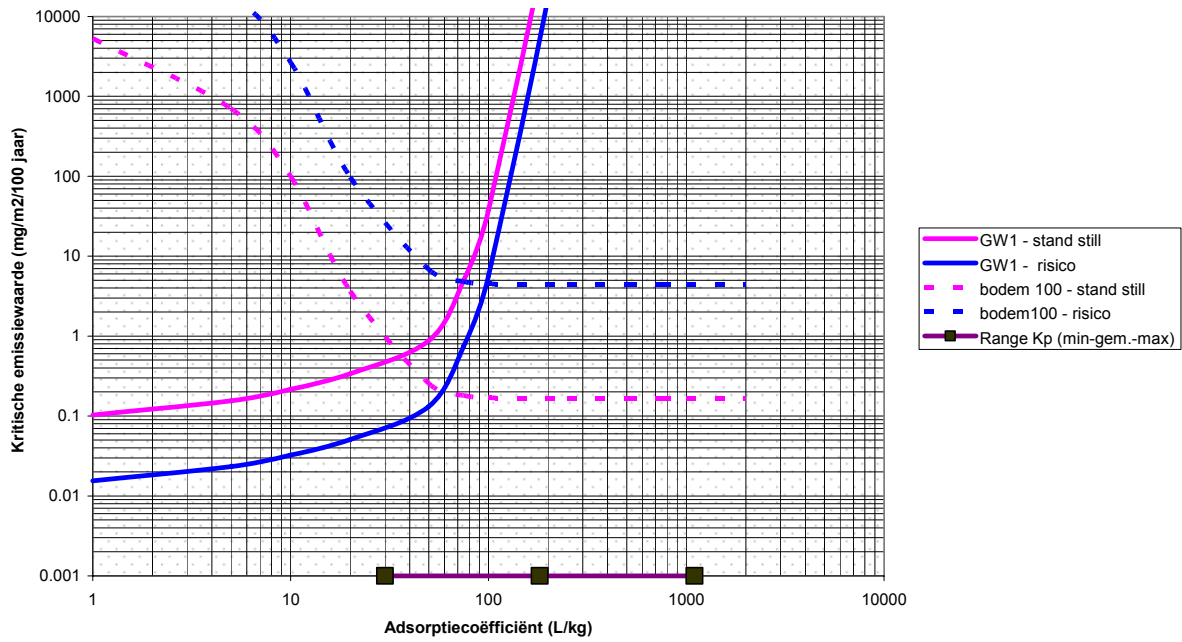
Cadmium - Cd



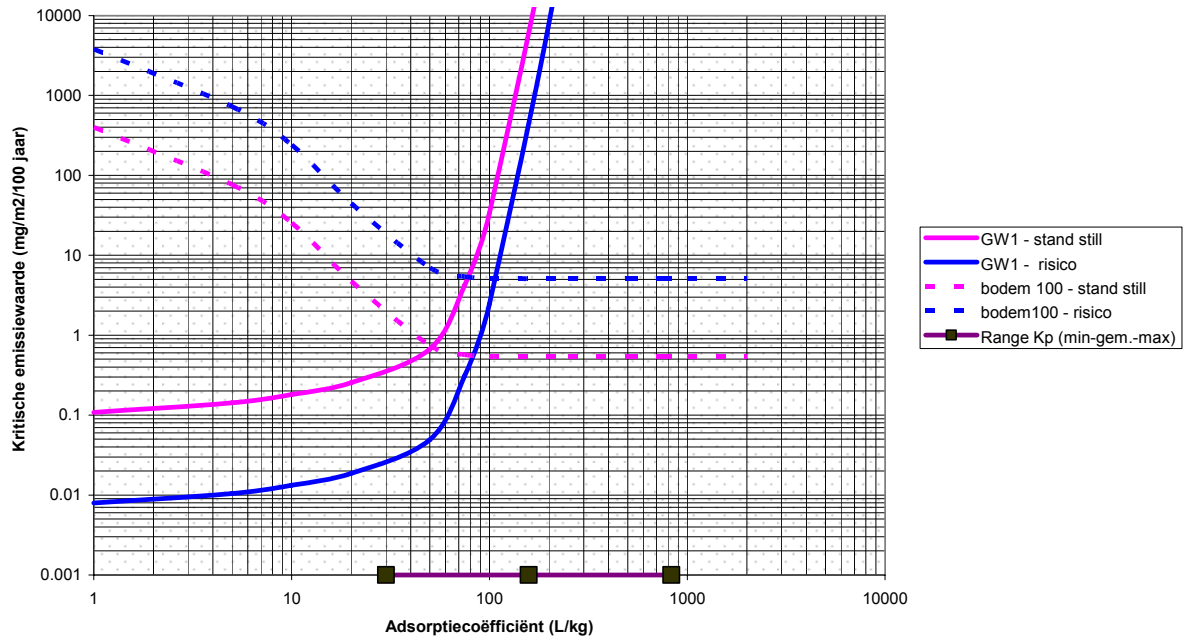
**Chroom- Cr**



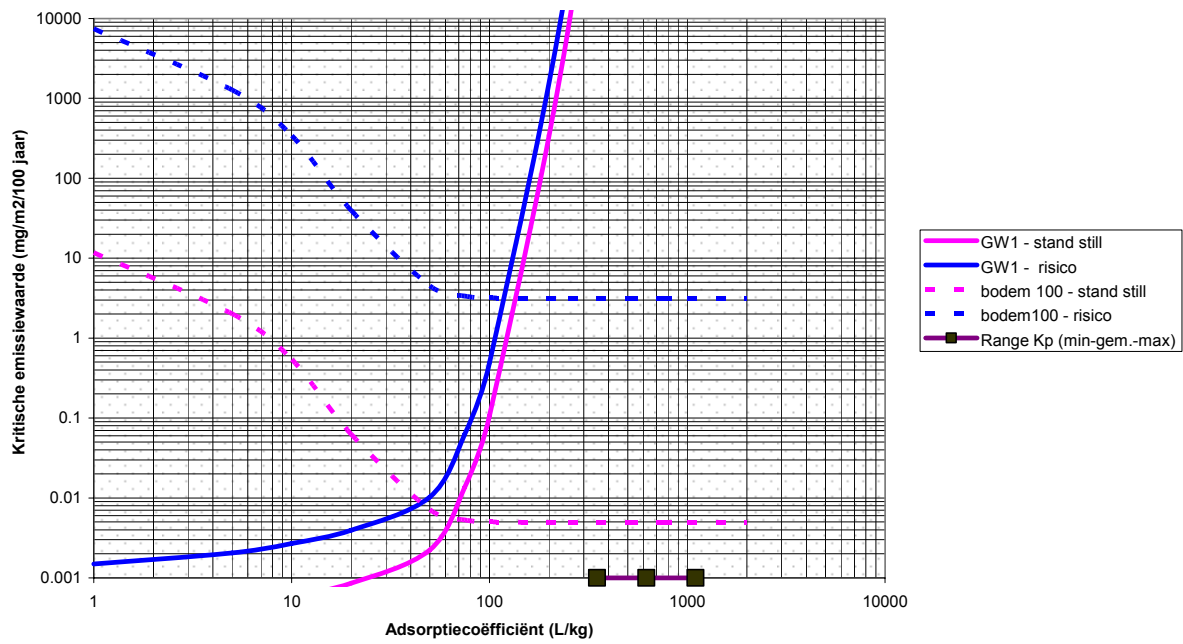
**Kobalt / Co**



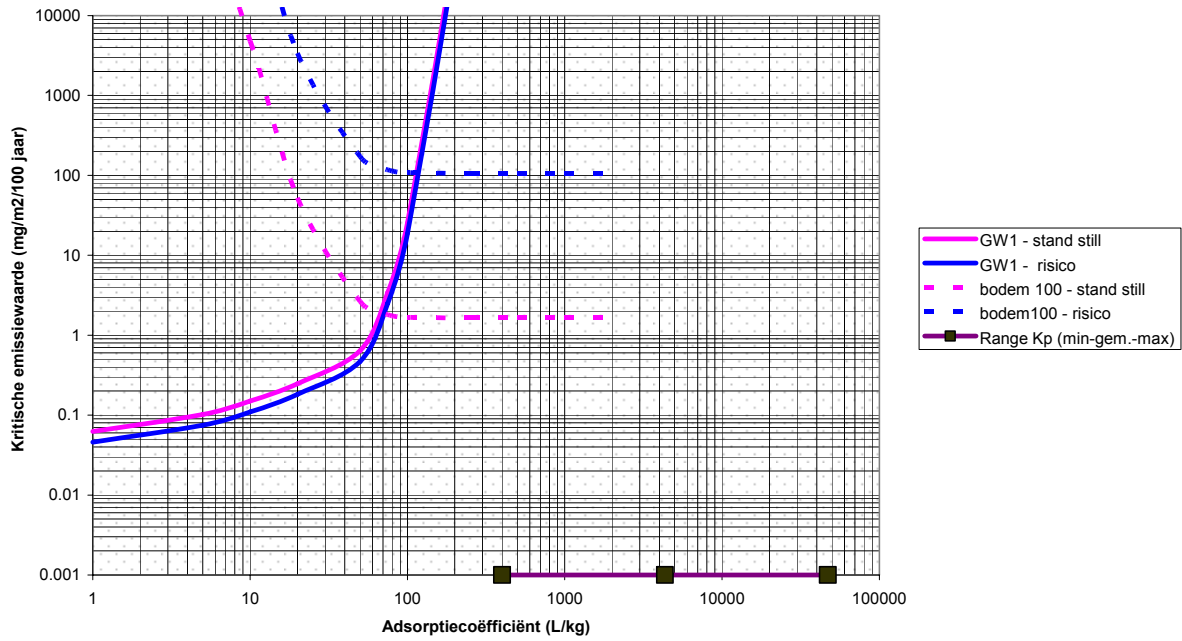
**Koper**



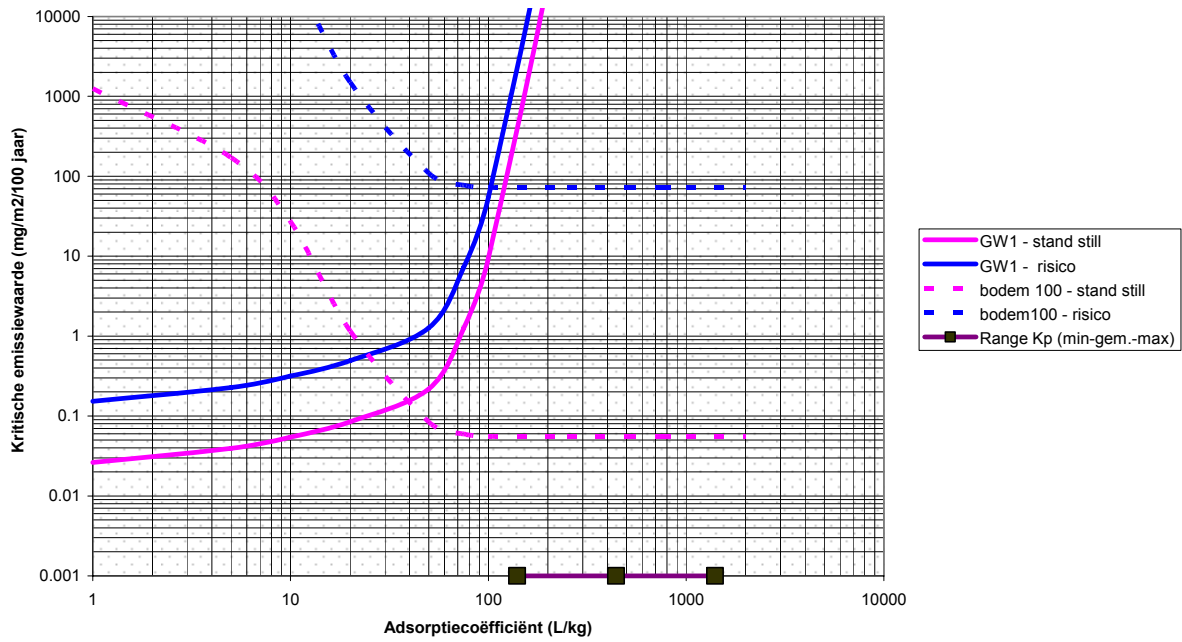
**Kwik**



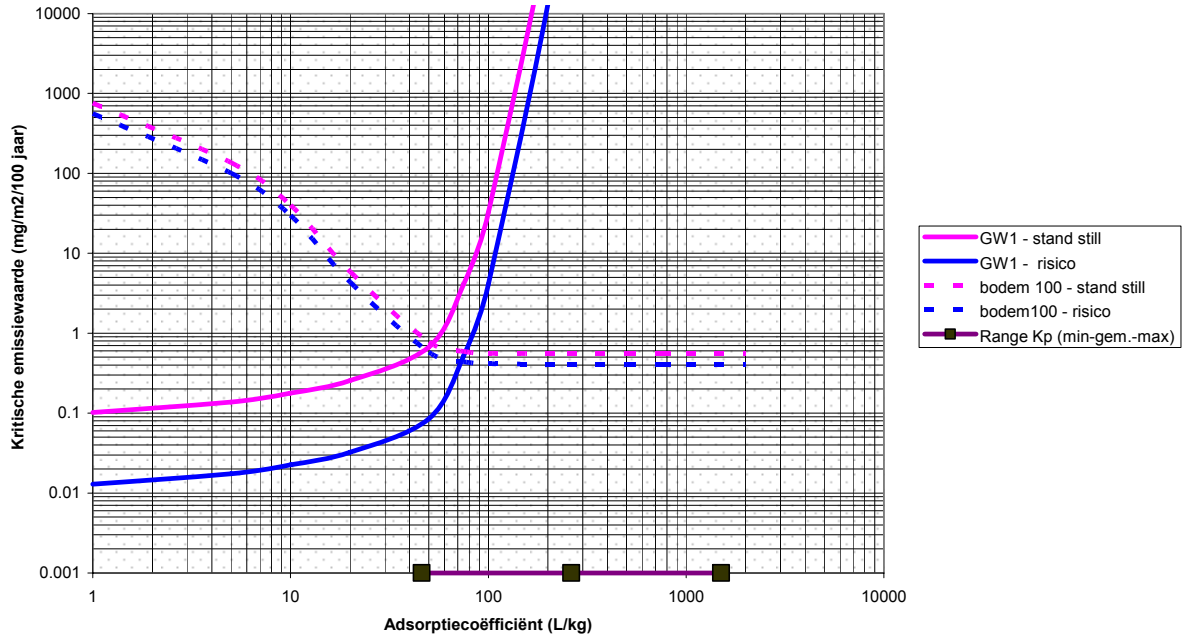
Lood



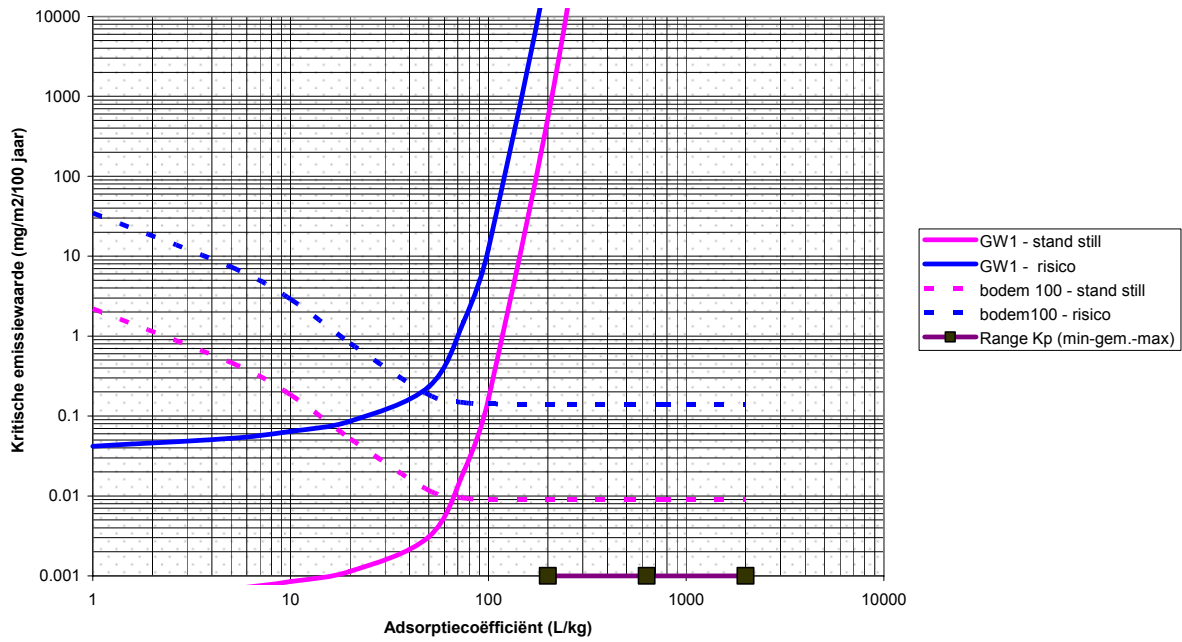
Molybdeen - Mo



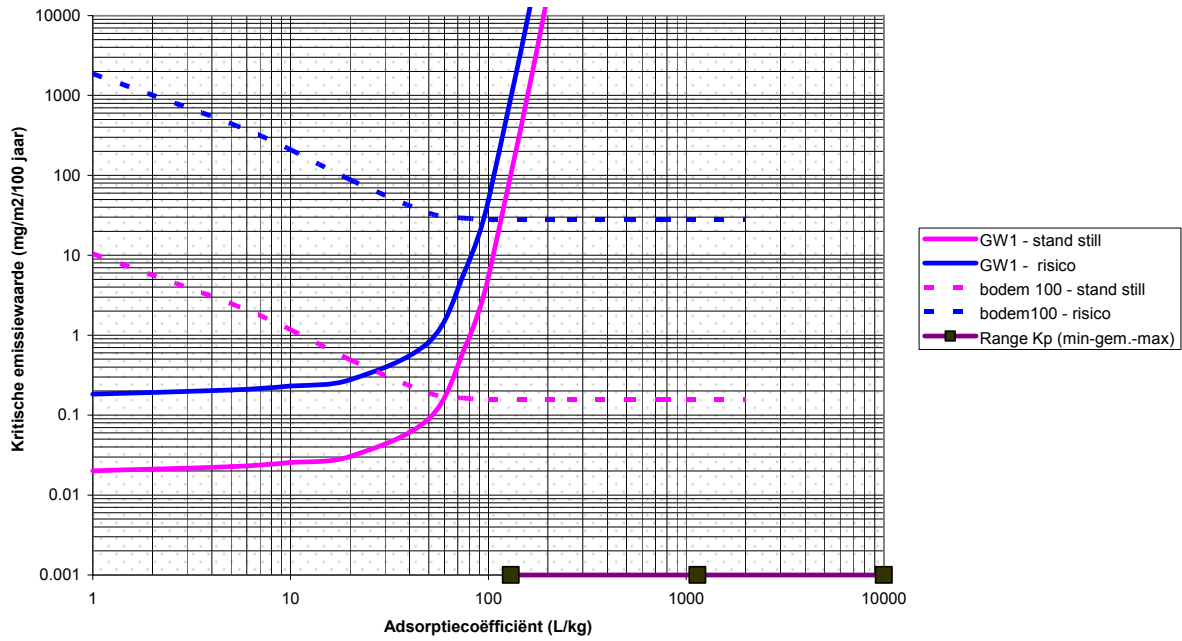
Nikkel - Ni



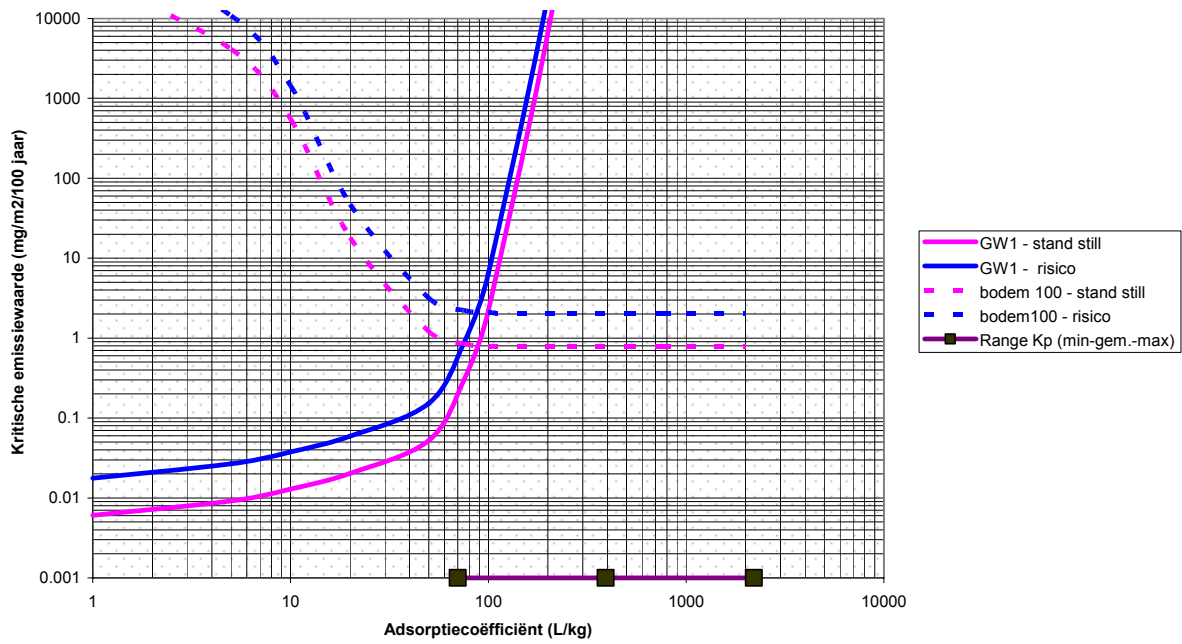
Seleen - Se



Tin - Sn

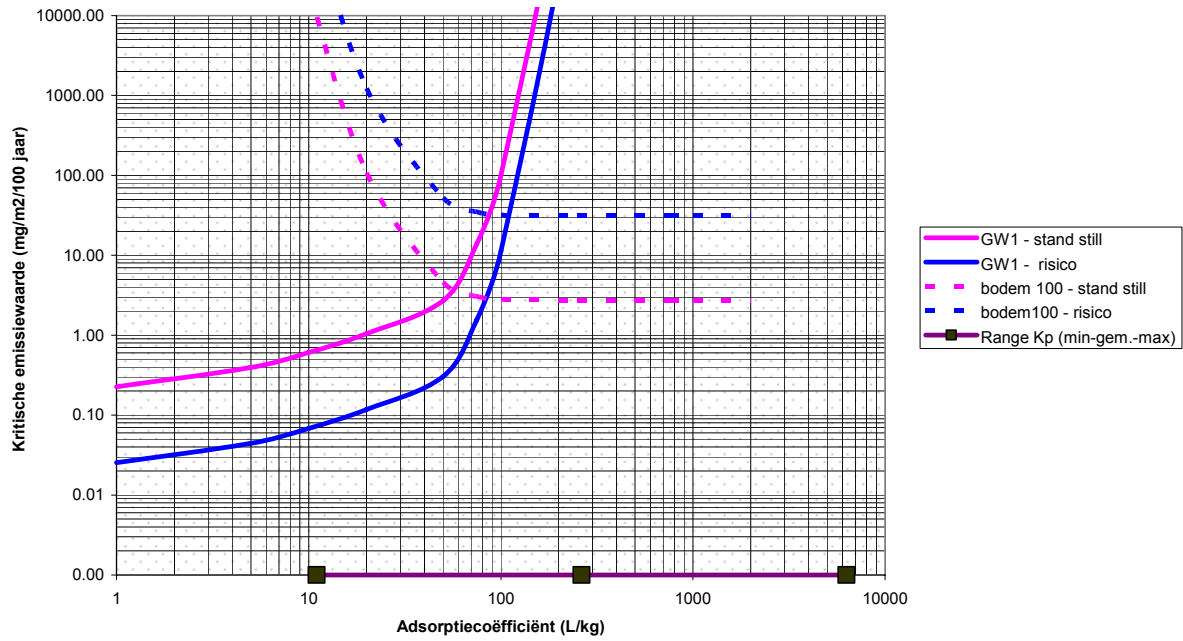


Vanadium - V

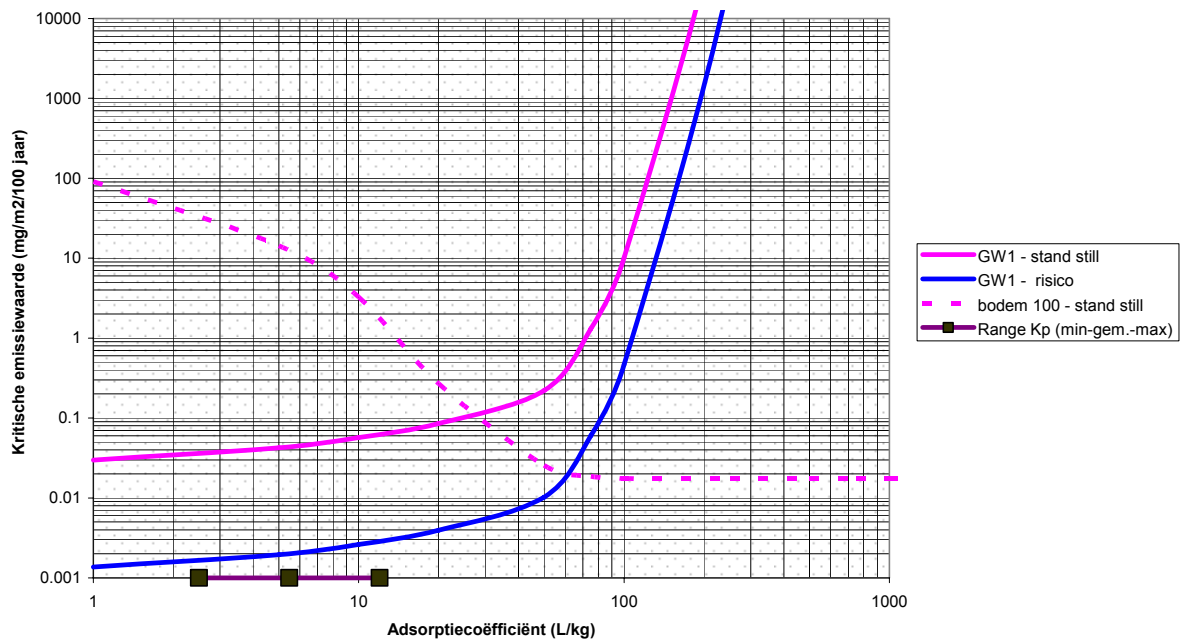


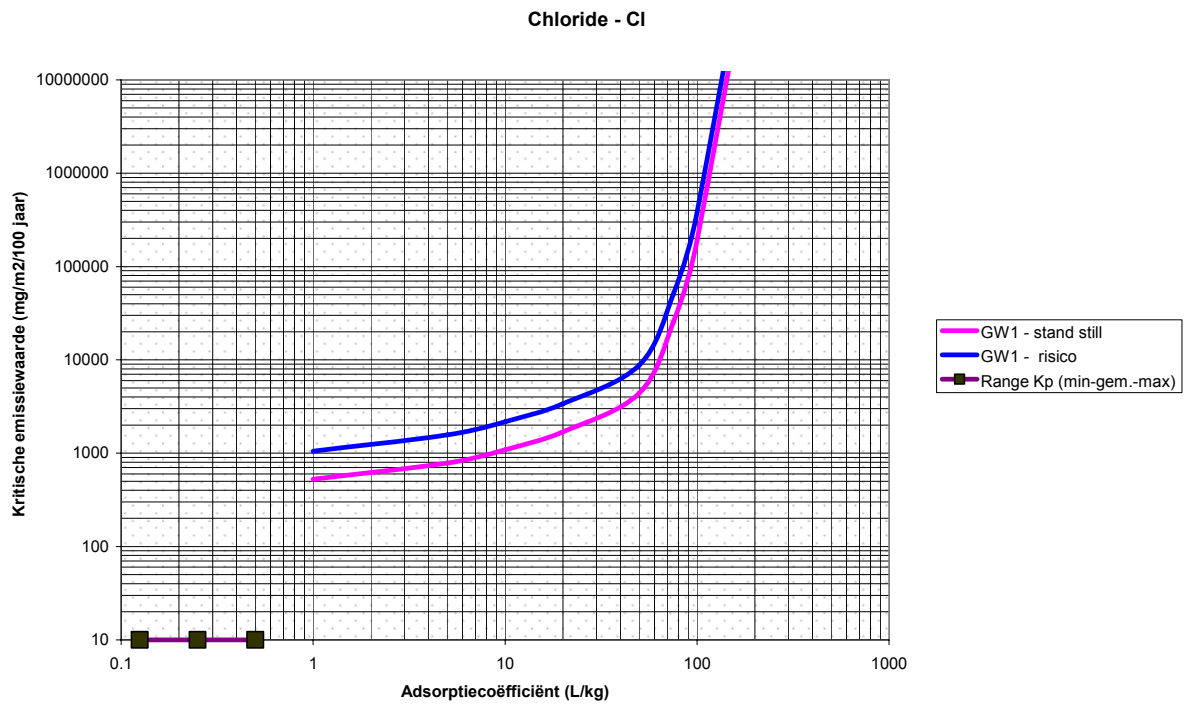
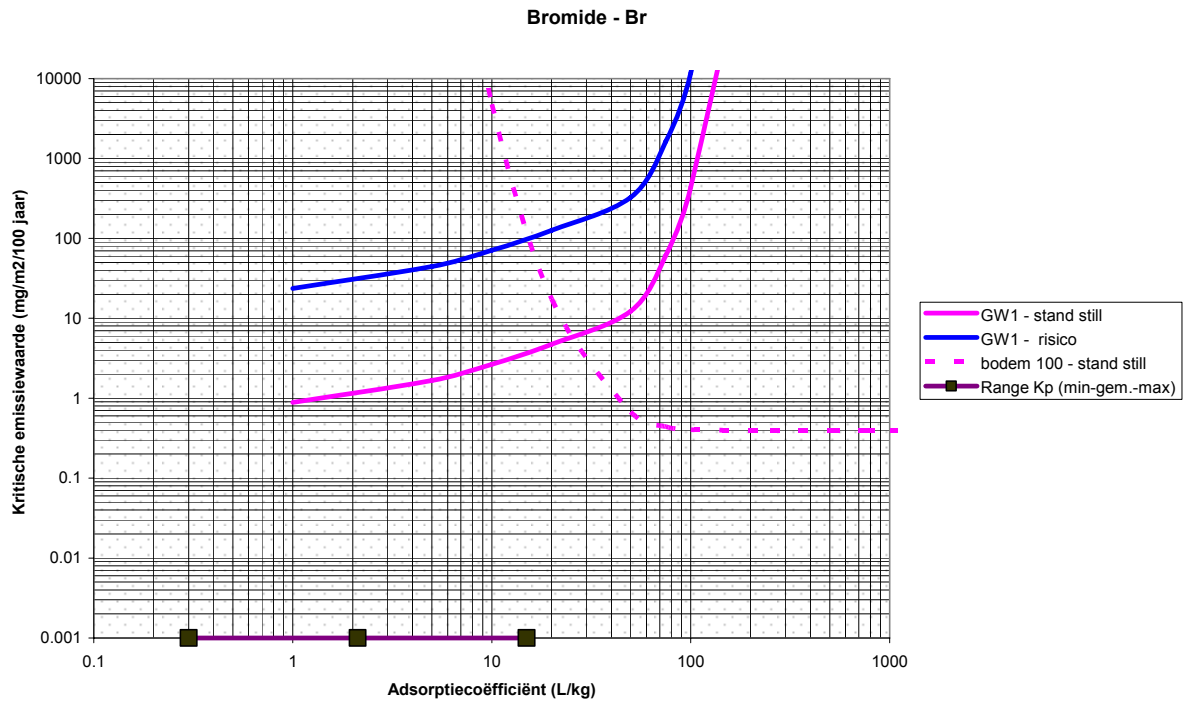


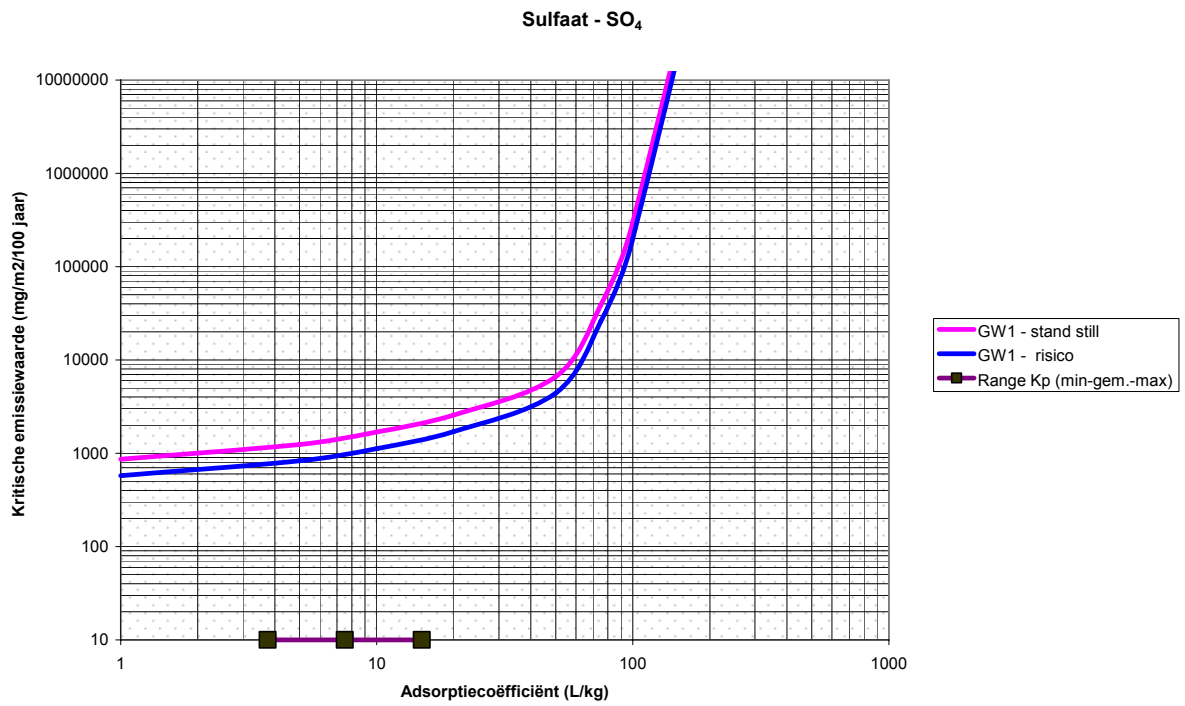
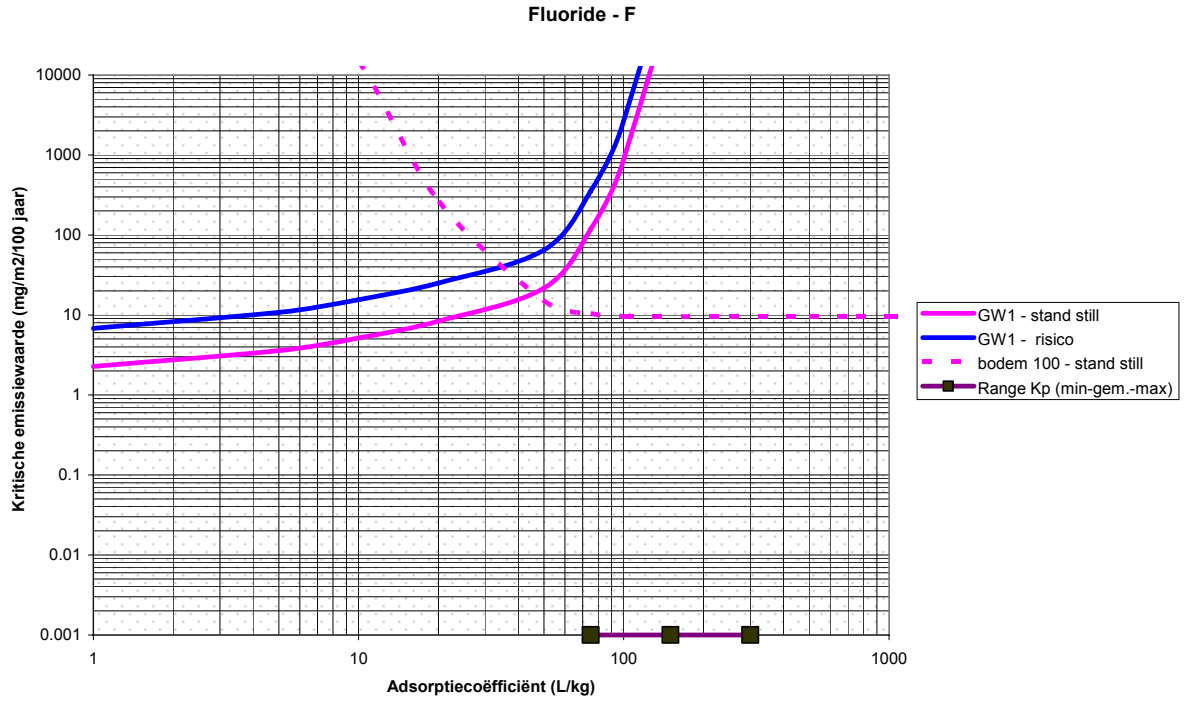
Zink - Zn



Cyanide - CN







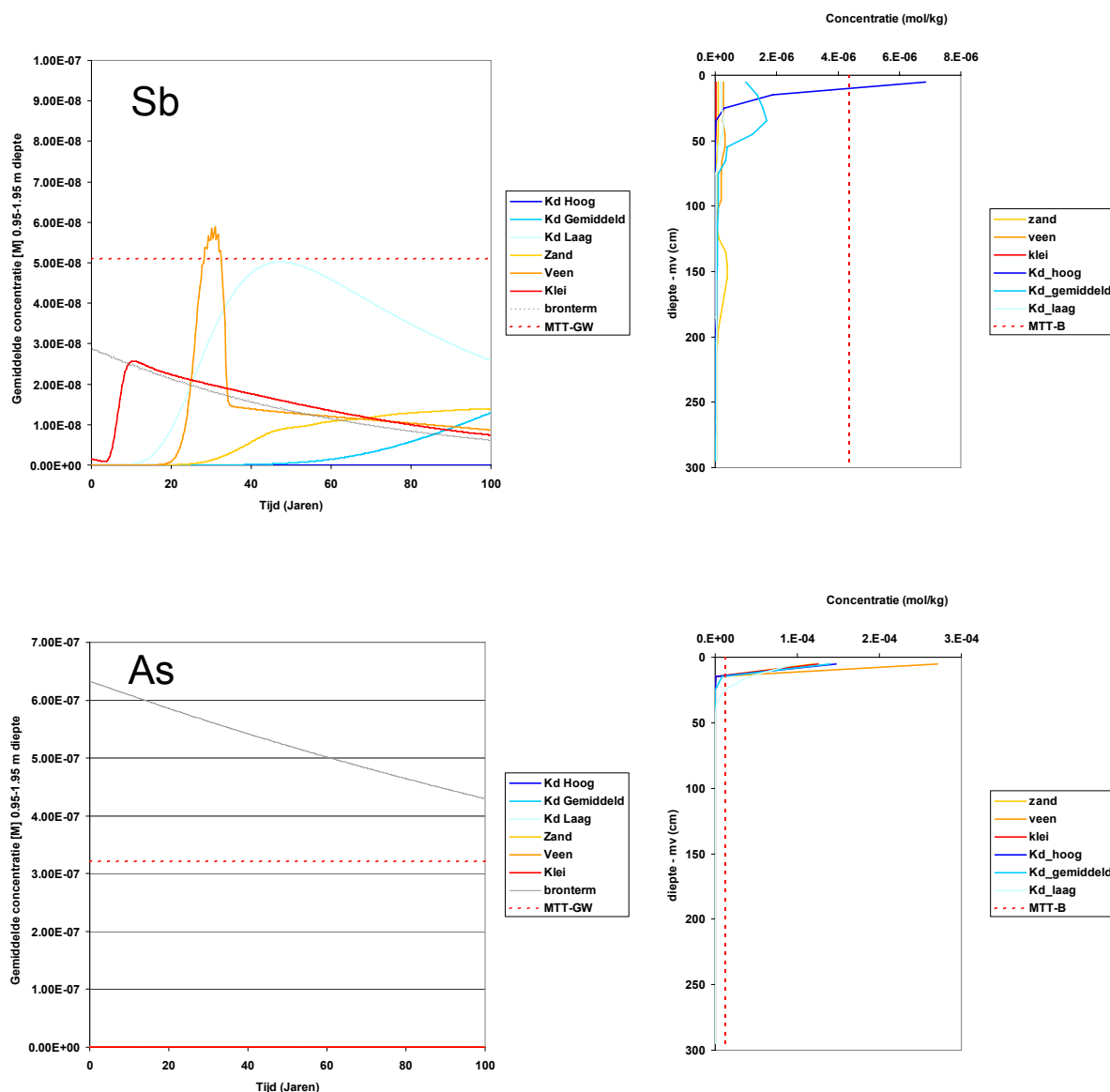
## Bijlage 9. Concentratieprofielen en doorbraakcurven over 100 jaar

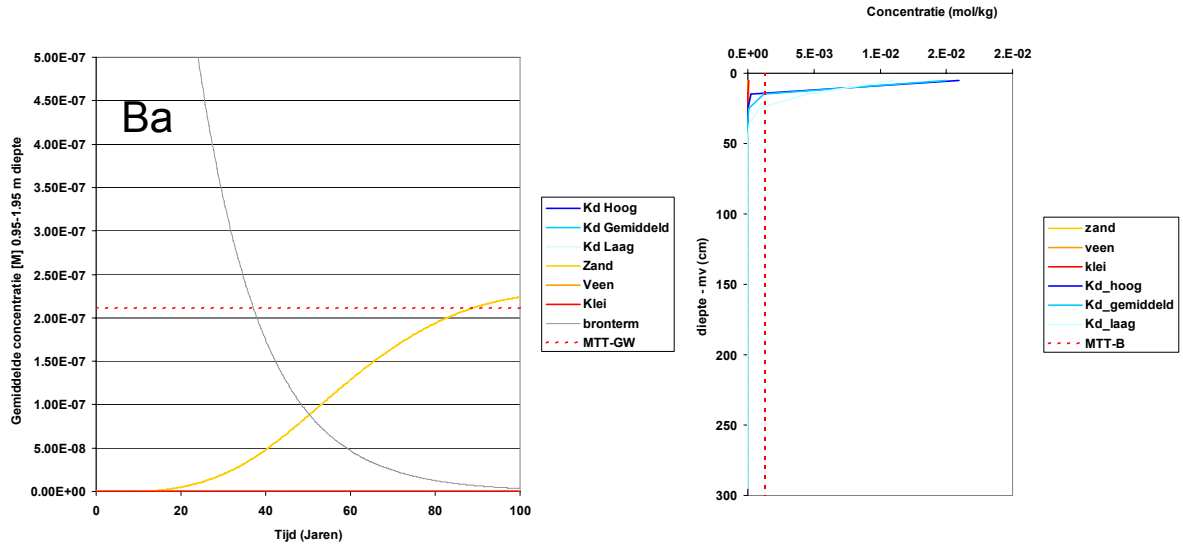
Figuur links: Concentraties in het grondwater in de tijd

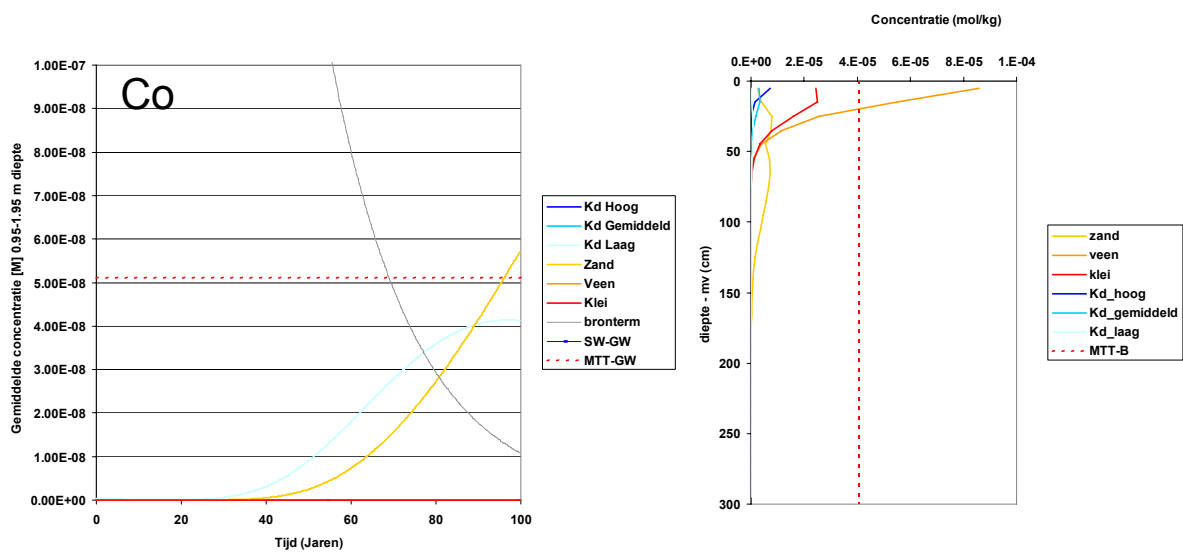
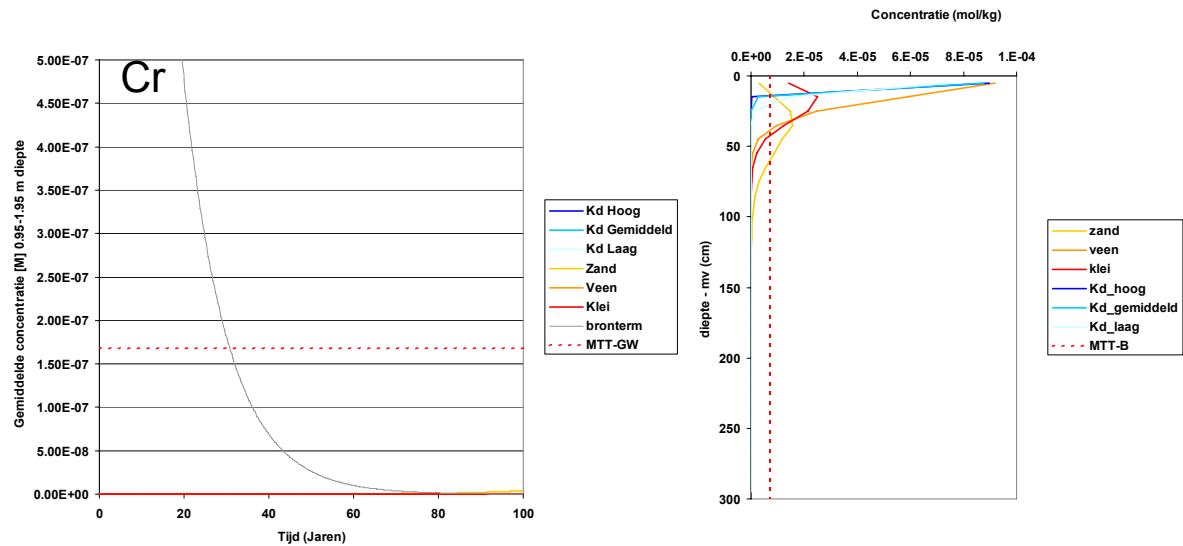
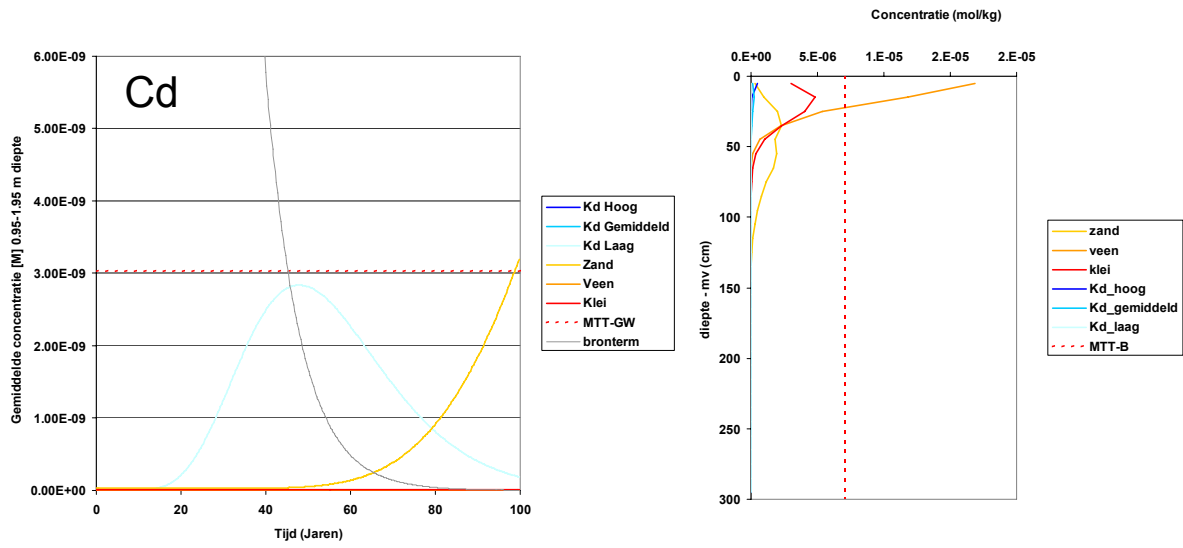
Figuur rechts: Concentraties in de bodem met de diepte

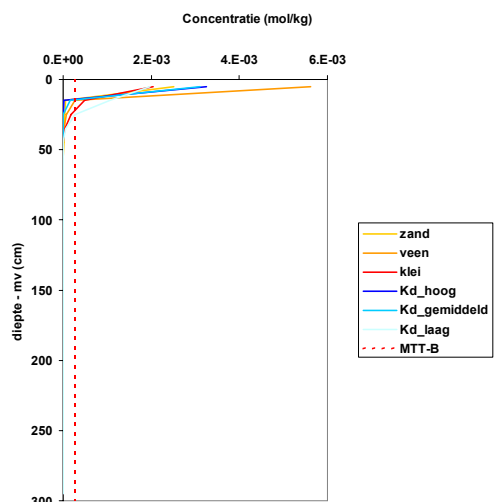
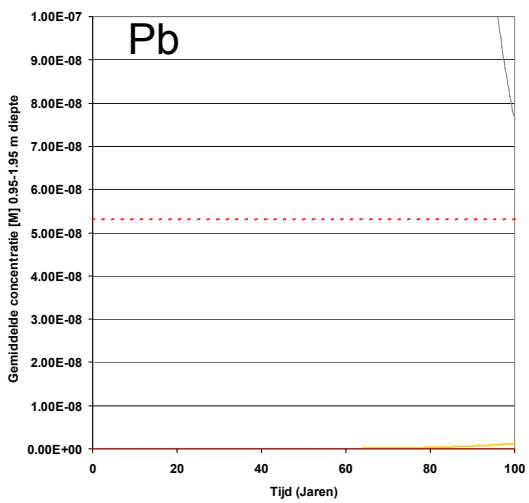
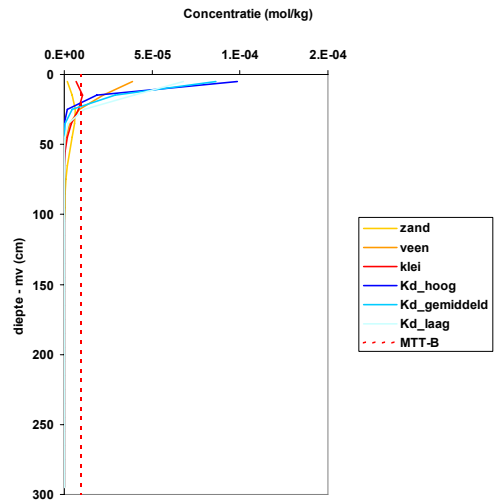
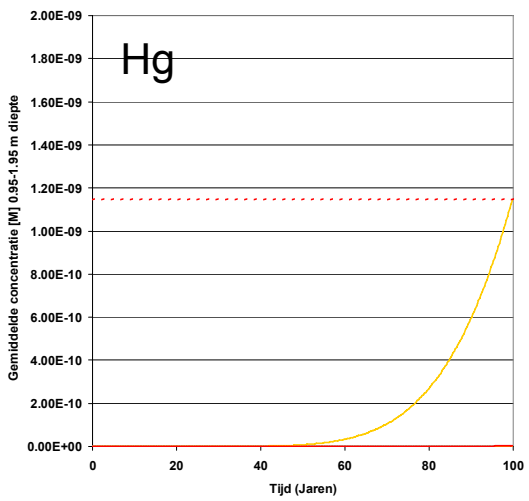
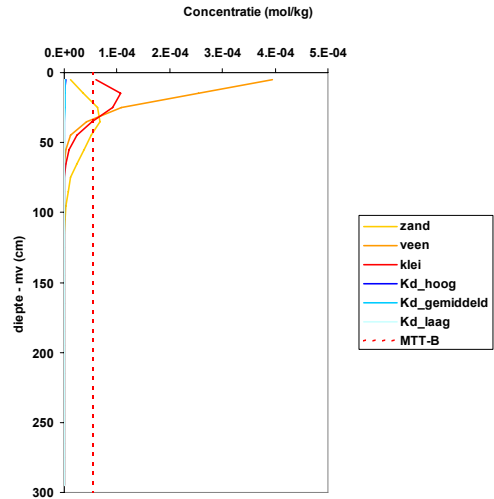
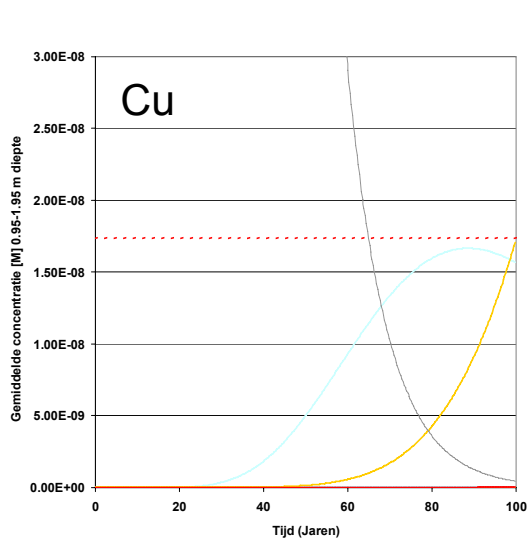
Toelichting figuren: concentratie in grondwater ('doorbraakcurven', links), concentratieprofielen in de vaste fase (rechts) voor de verschillende componenten na 100 jaar. De resultaten zijn weergegeven voor verschillende scenario's: de zand-, veen- en kleibodem op basis van speciatieberekeningen (systeem 4B) en ter vergelijking curven op basis van de hoge, gemiddelde en lage Kd-waarden (systeem 4A). Bij de doorbraakcurven zijn tevens de uitloeg-brontermen weergegeven voor systeem 4B. Tevens zijn in alle figuren de MTT-waarden (HC5) weergegeven (niet gedefinieerd voor Cl in de vaste fase) MTT-GW = MTT grondwater; MTT-B = MTT bodem.

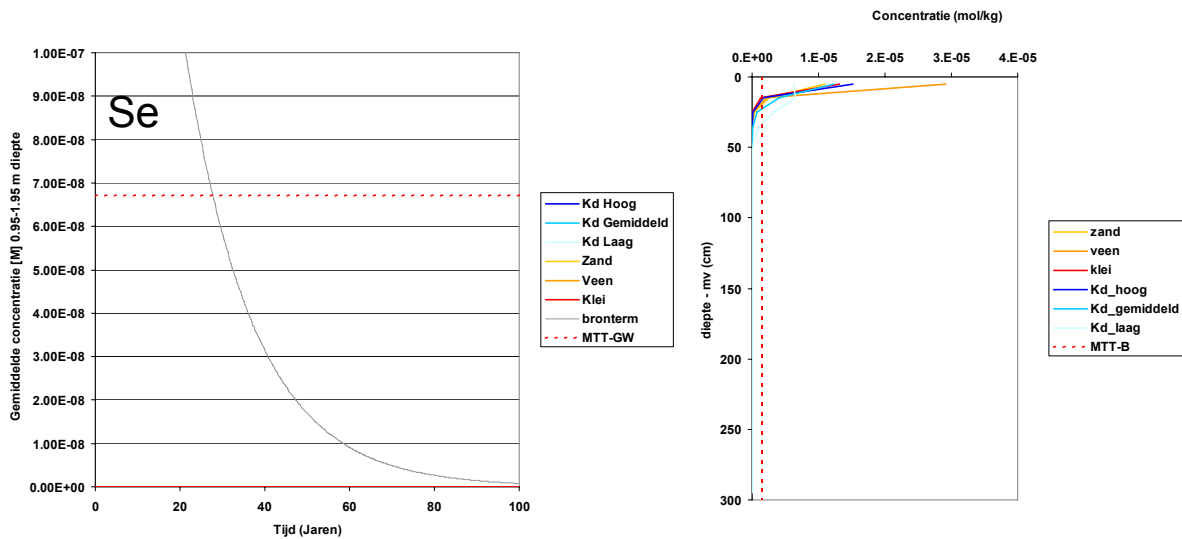
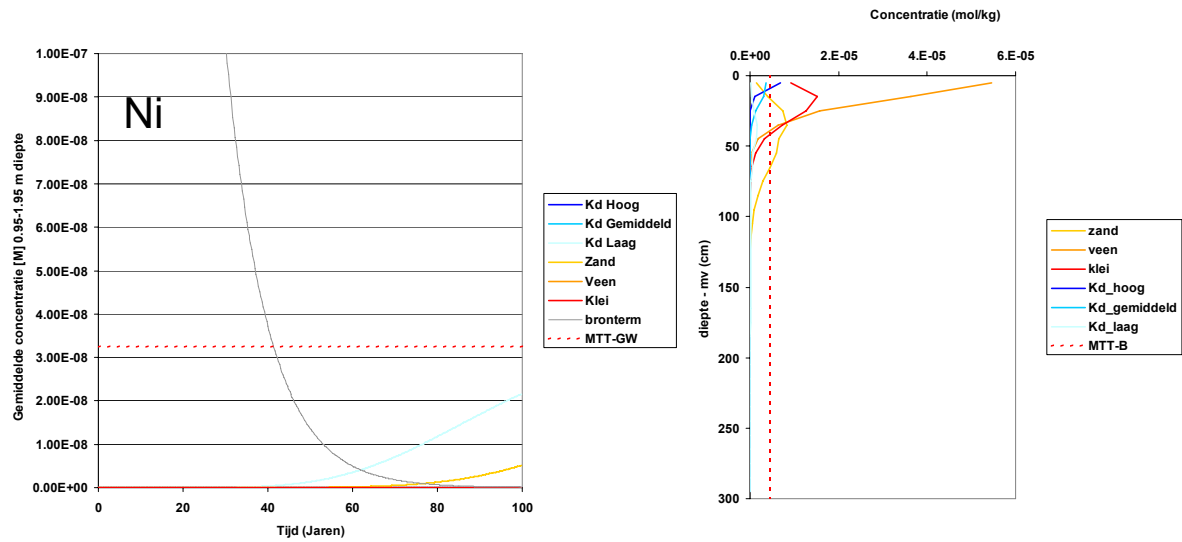
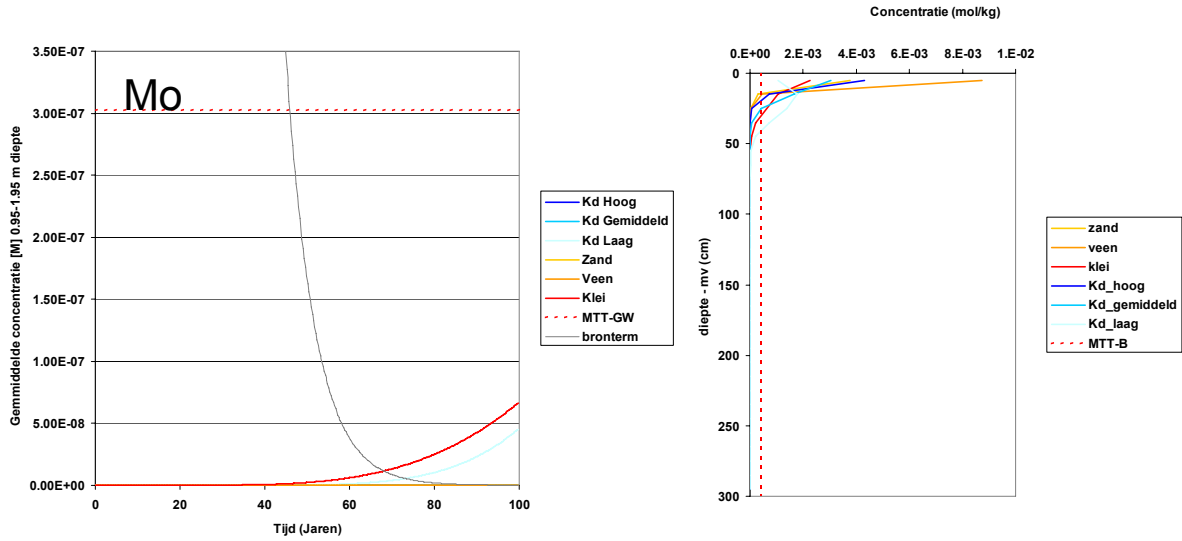
N.B. De brontermen van 4A en 4B zijn verschillend en zijn gebaseerd op de emissiewaarden uit paragraaf 5.3.



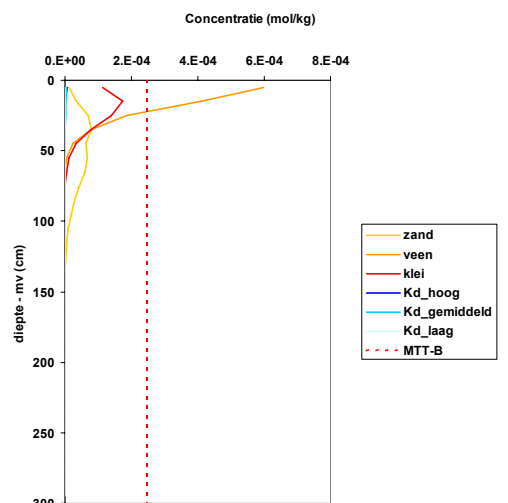
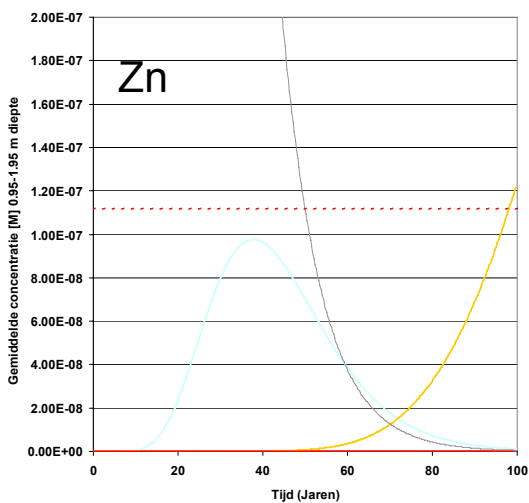
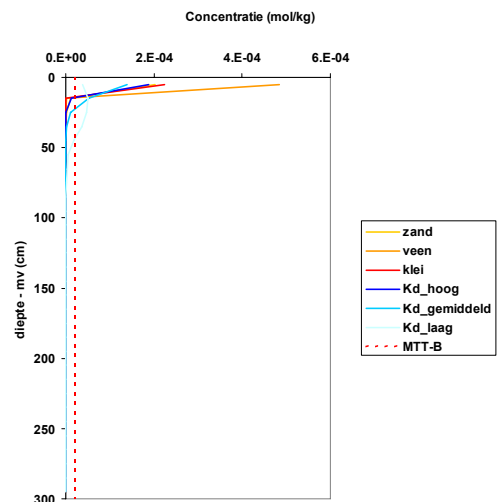
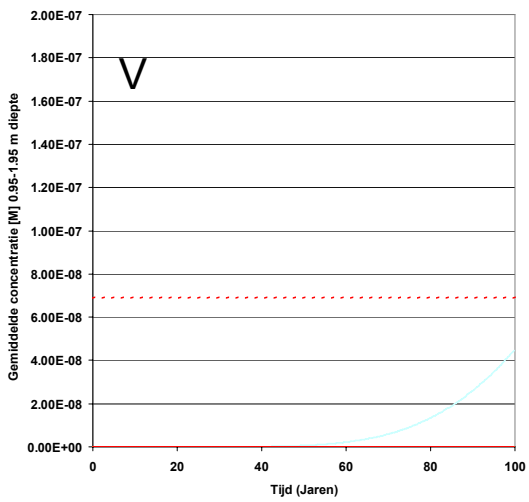
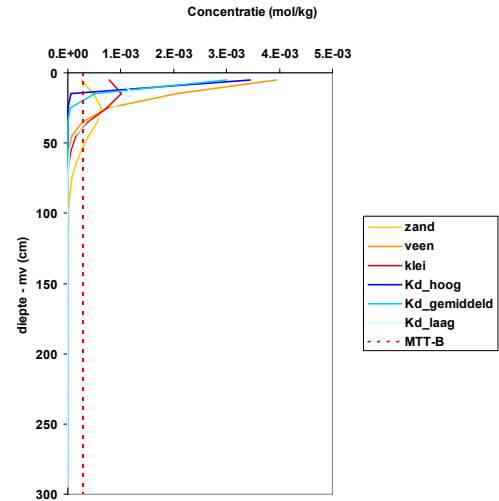
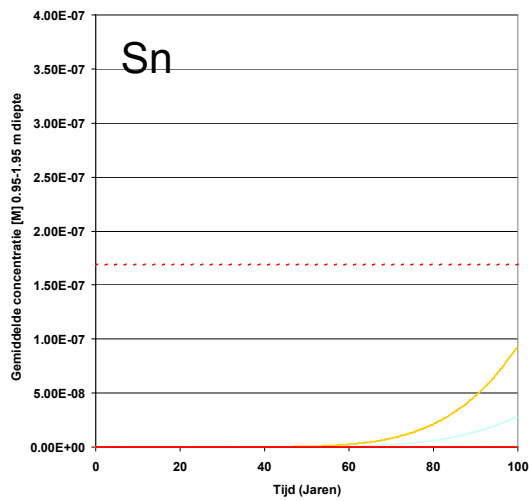


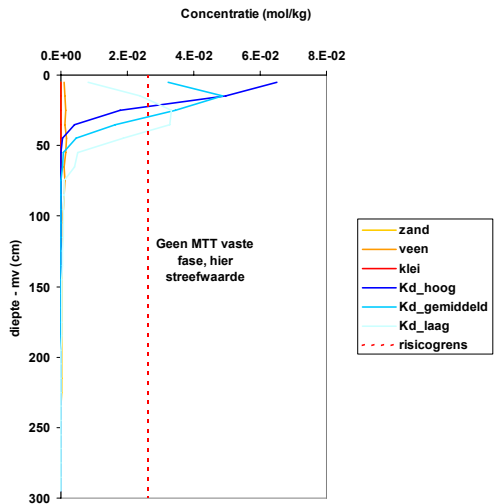
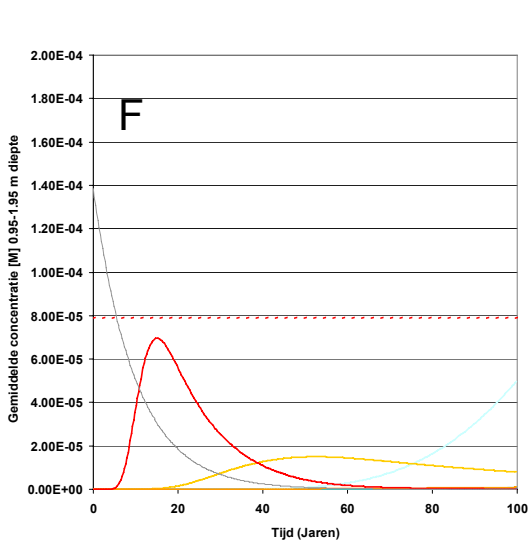
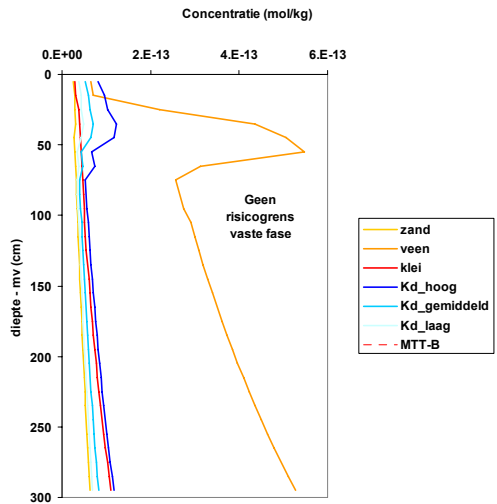
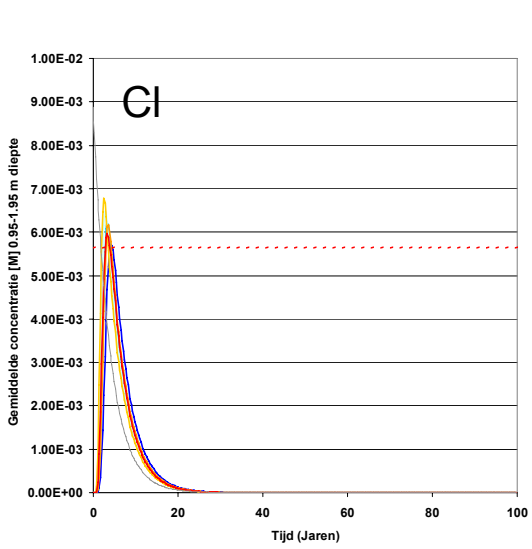
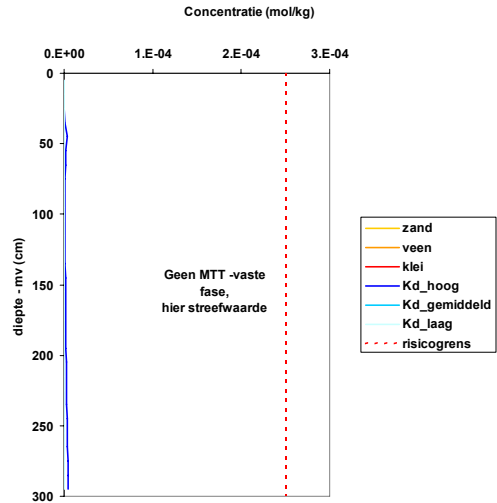
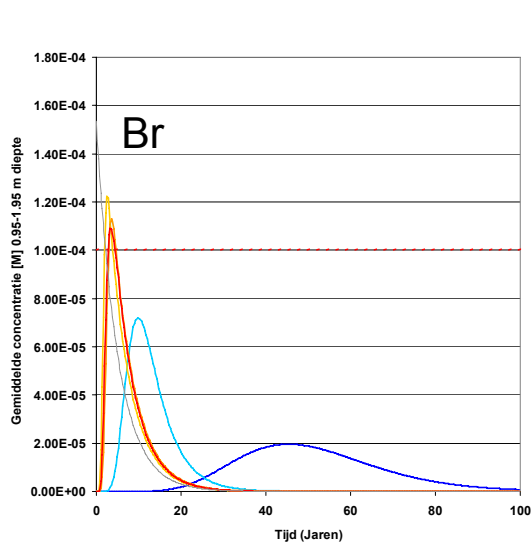


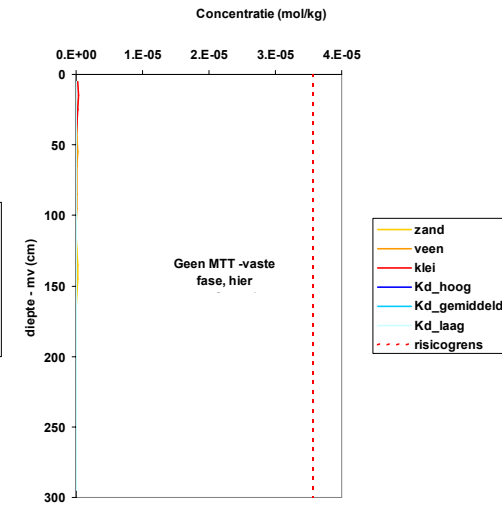
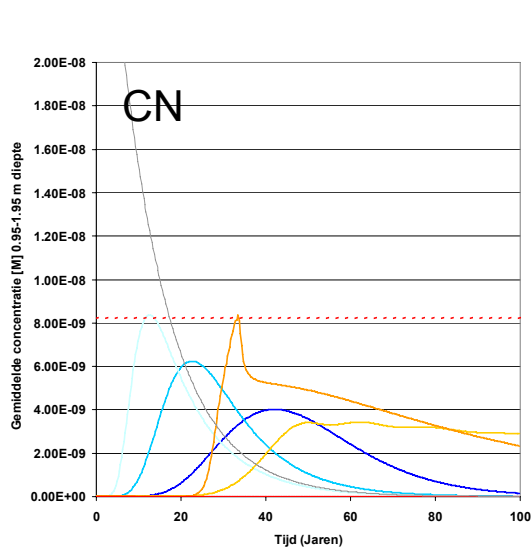
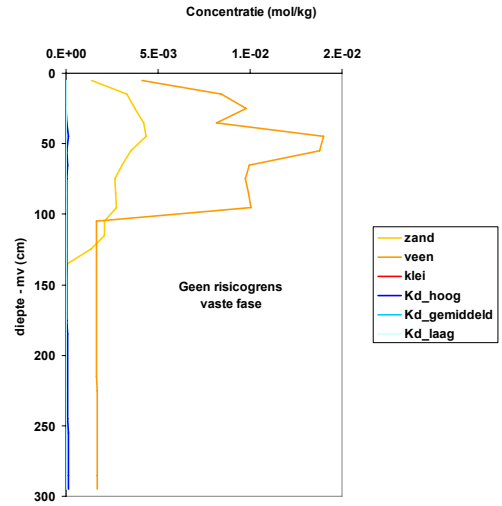
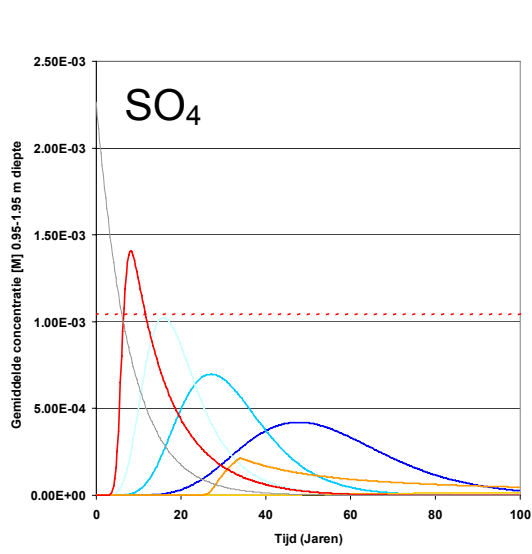












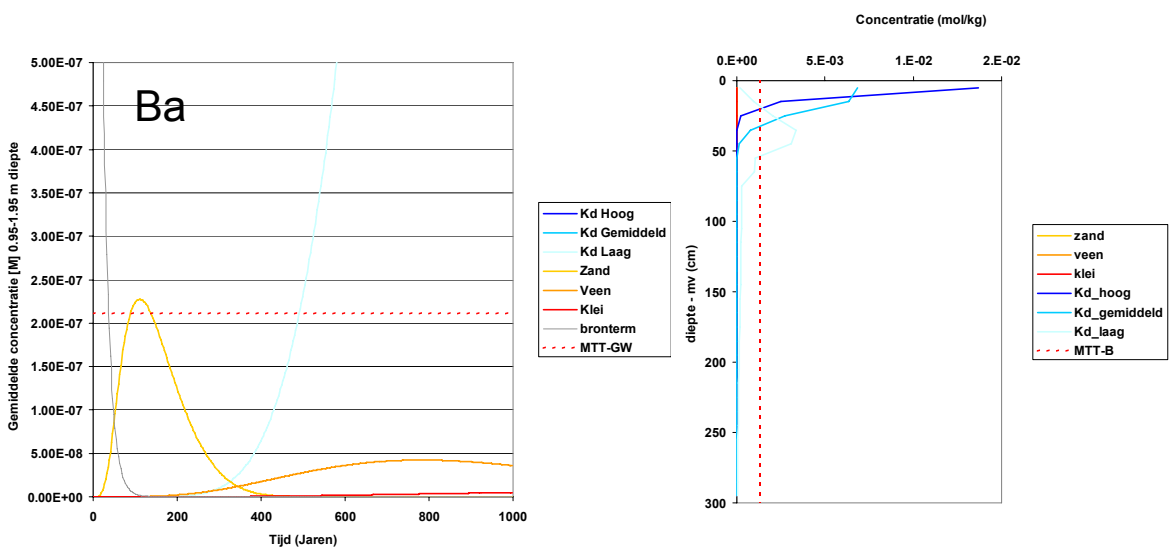
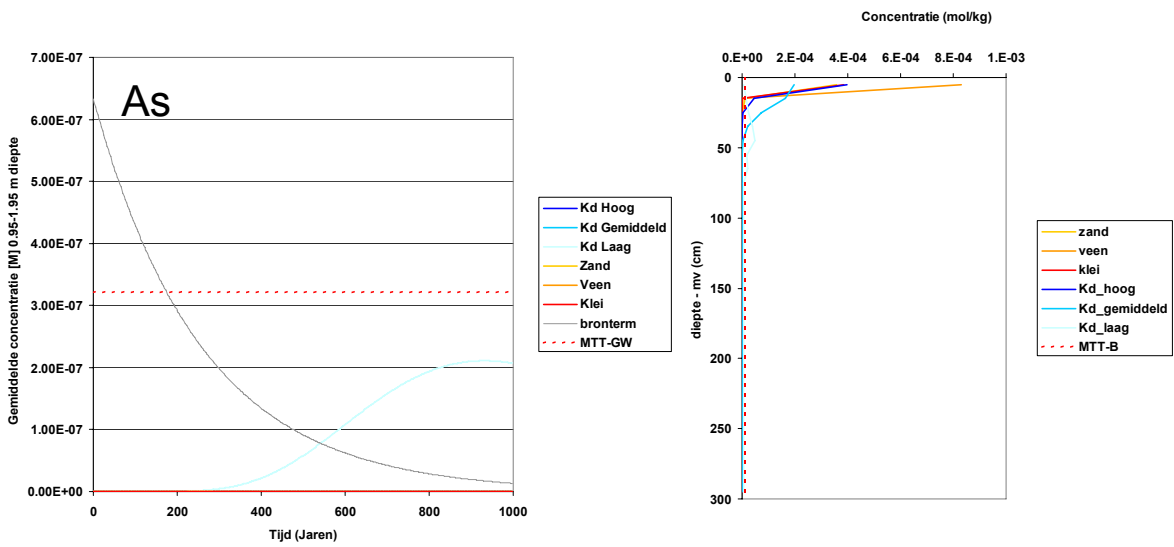
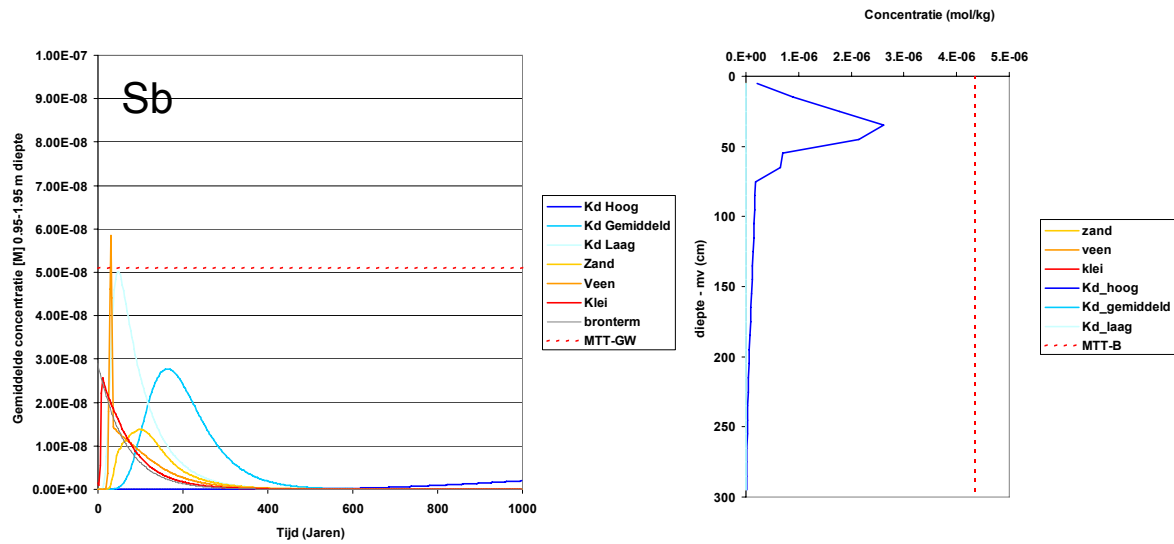
## **Bijlage 10. Concentratieprofielen en doorbraakcurven over 1000 jaar**

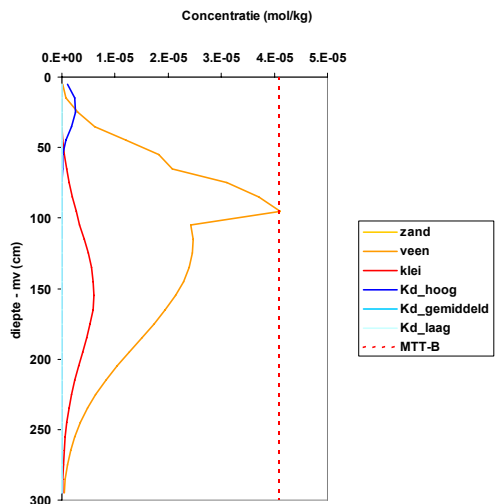
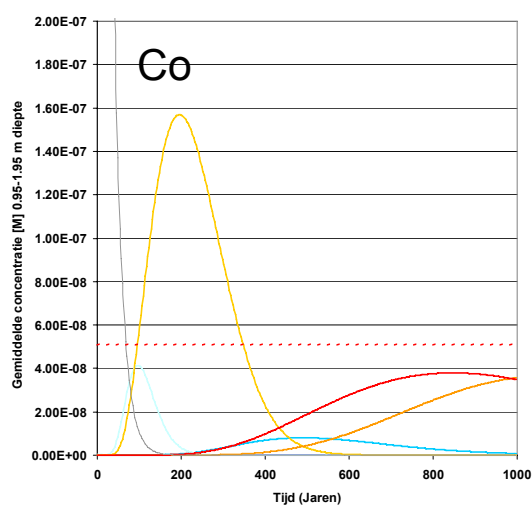
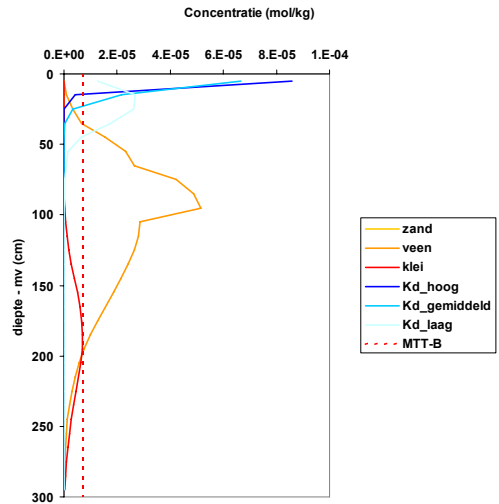
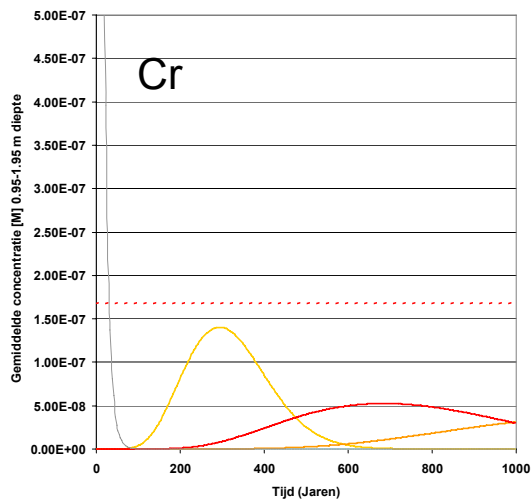
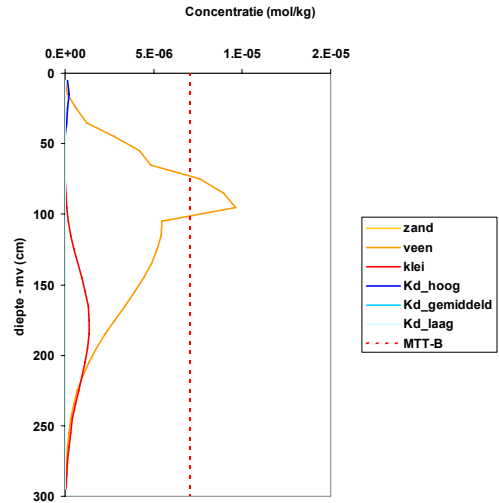
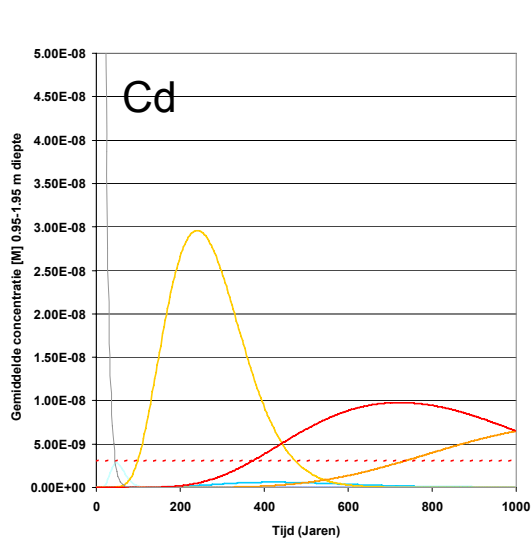
Figuur links: Concentraties in het grondwater in de tijd

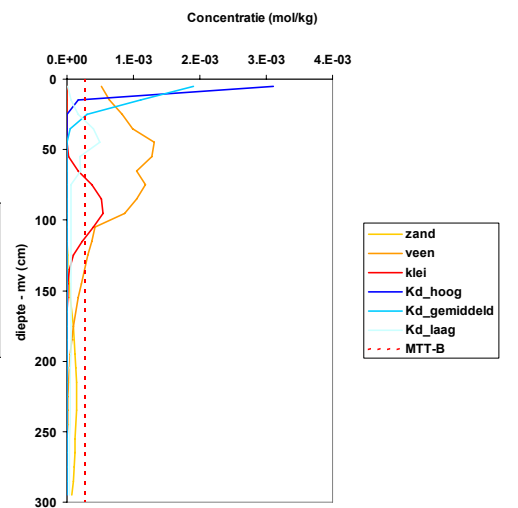
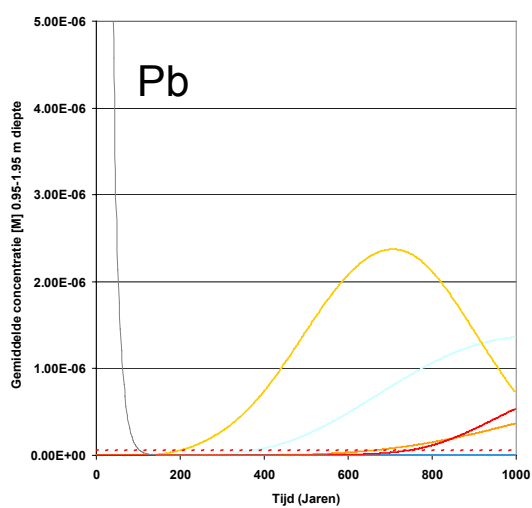
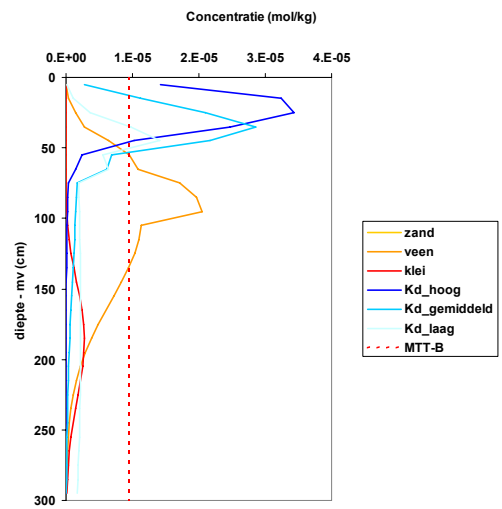
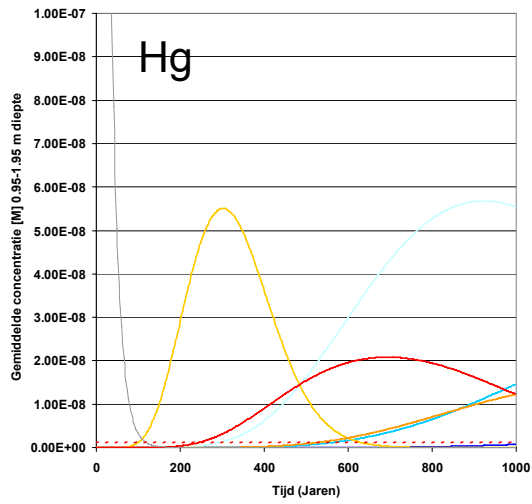
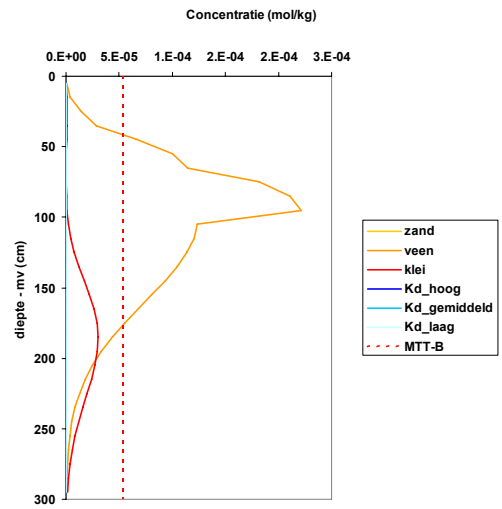
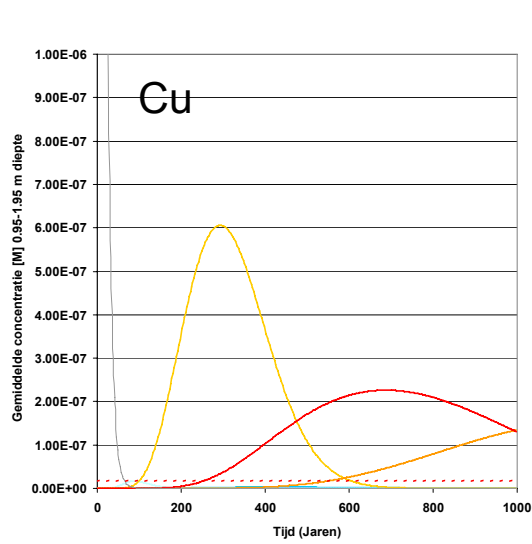
Figuur rechts: Concentraties in de bodem met de diepte

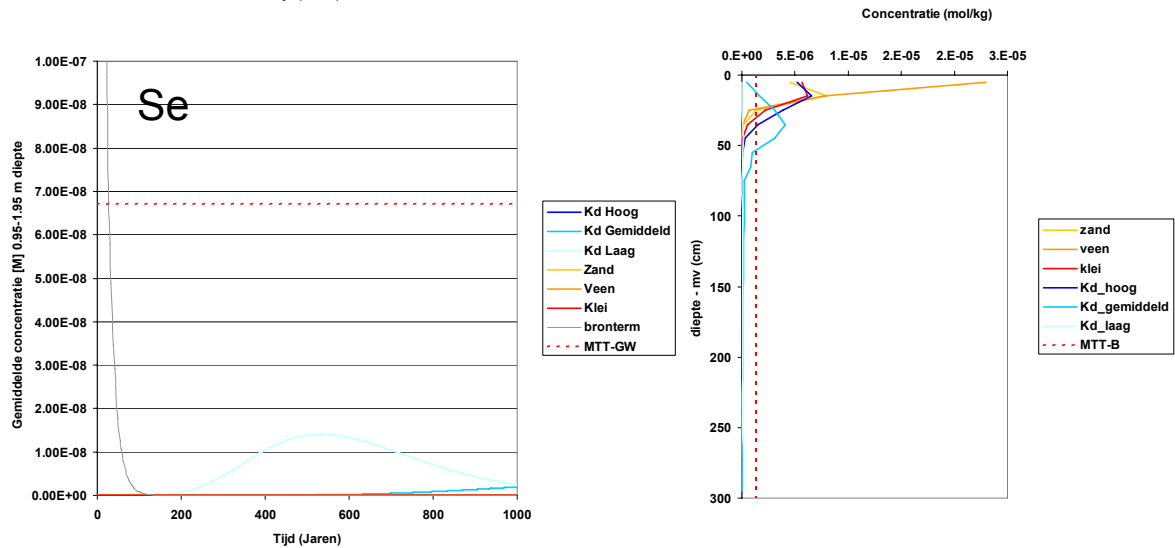
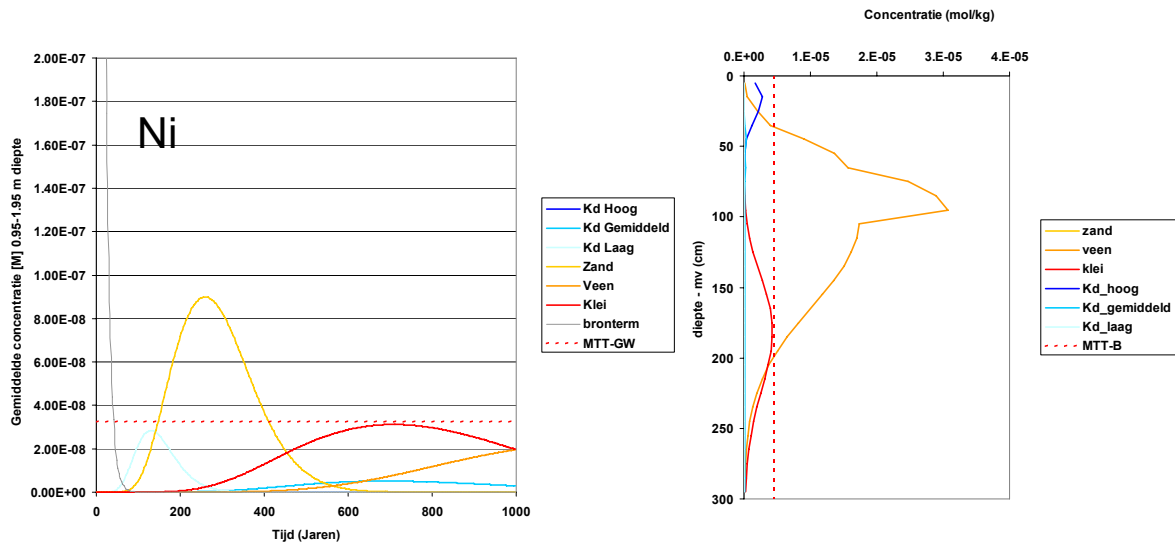
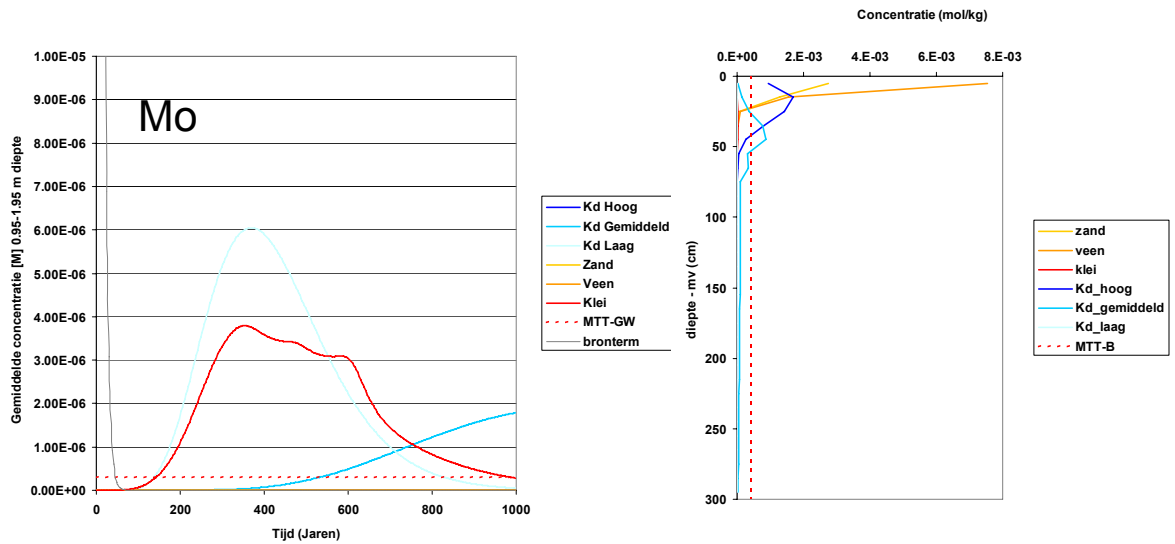
Toelichting figuren: concentratie in grondwater ('doorbraakcurven', links), concentratieprofielen in de vaste fase (midden) en gemiddelde concentratie in de vaste fase tussen 0 en 1 meter diepte (rechts) voor de verschillende componenten na 1000 jaar. De resultaten zijn weergegeven voor verschillende scenario's: de zand-, veen- en kleibodem op basis van speciatieberekeningen (systeem 4B) en ter vergelijking curven op basis van de hoge, gemiddelde en lage Kd-waarden (systeem 4A). Bij de doorbraakcurven zijn tevens de uitloog-brontermen weergegeven voor systeem 4B voor een periode van 1000 jaar. Tevens zijn in alle figuren de MTT-waarden (HC5) weergegeven (niet gedefinieerd voor Cl in de vaste fase): MTT-GW = MTT grondwater; MTT-B = MTT bodem.

N.B. De brontermen van 4A en 4B zijn verschillend en zijn gebaseerd op de emissiewaarden uit paragraaf 5.3.

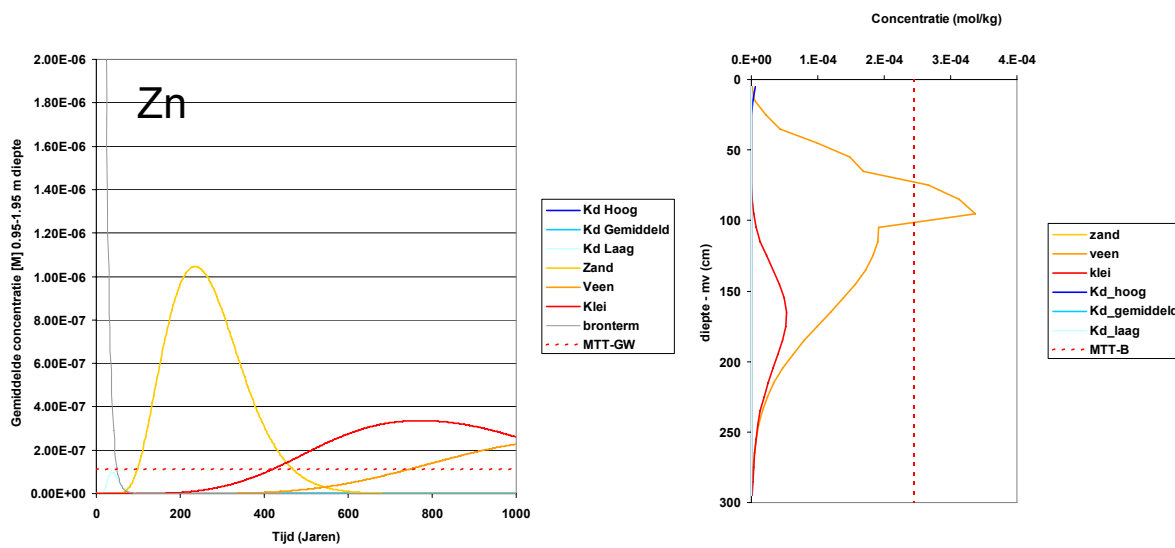
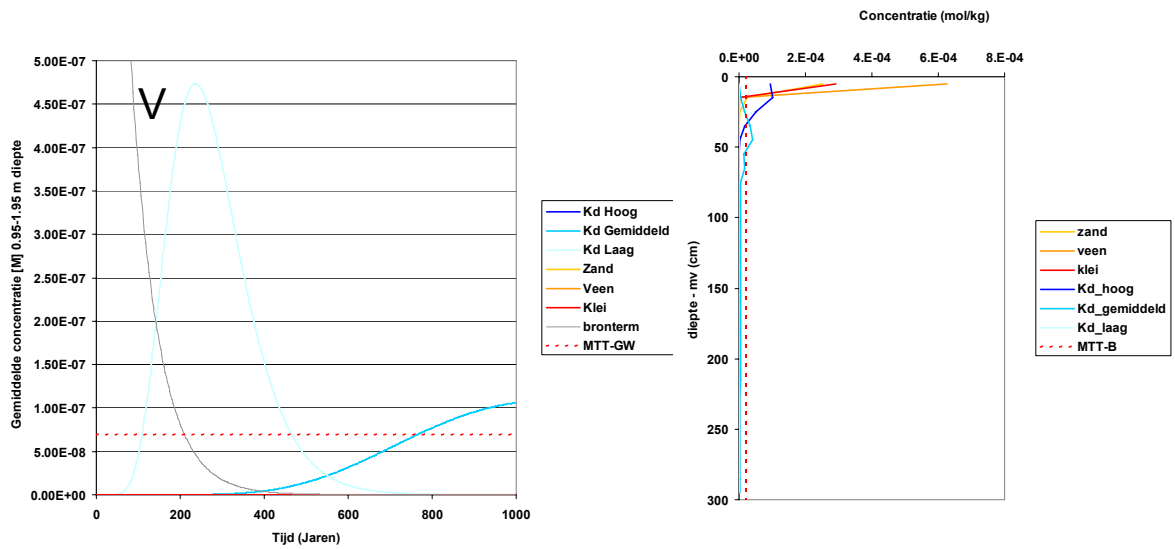
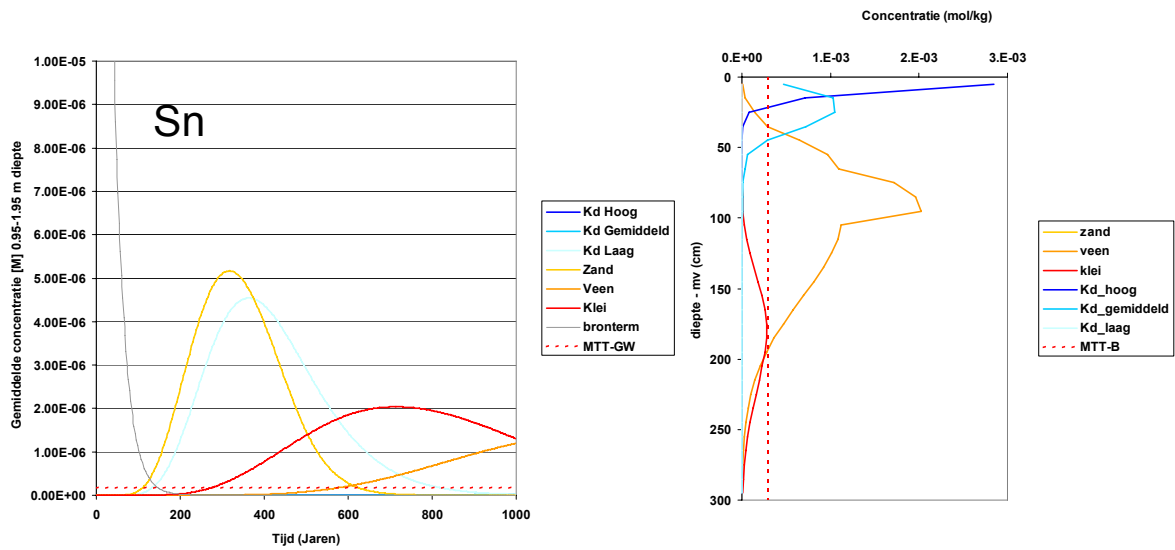


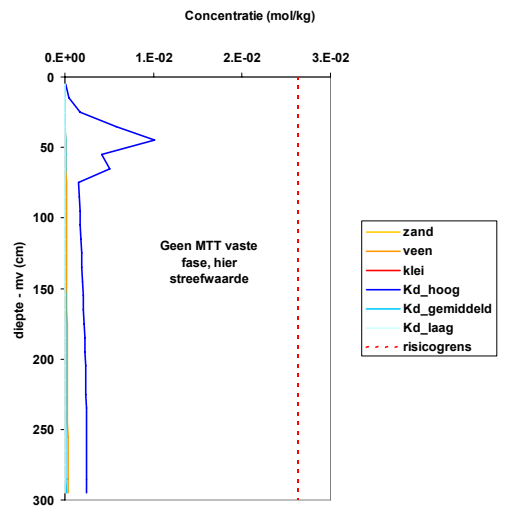
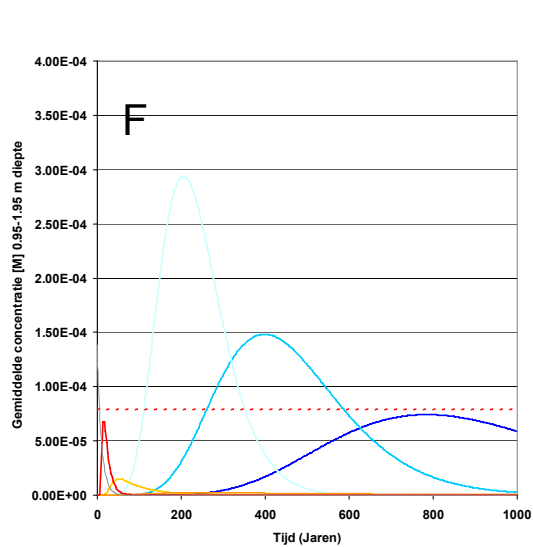
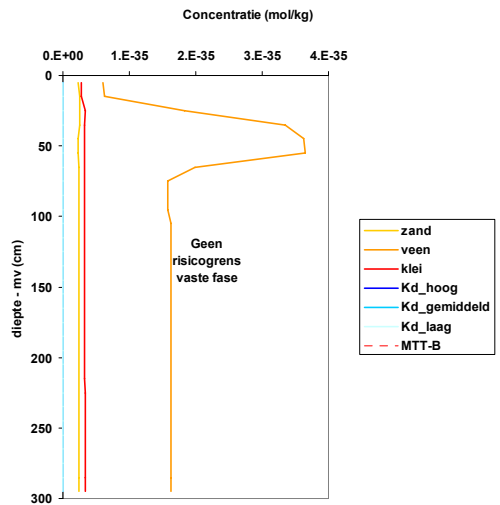
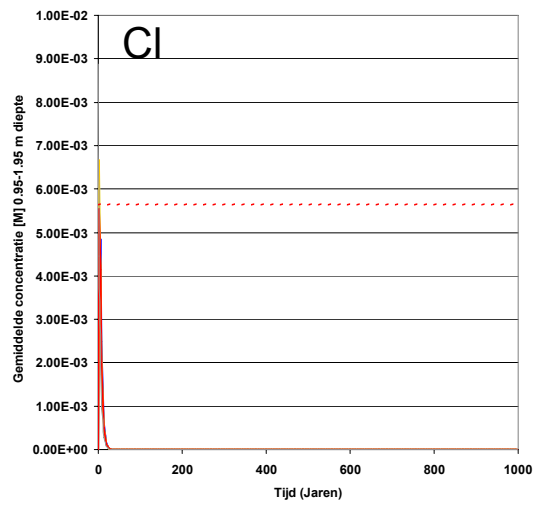
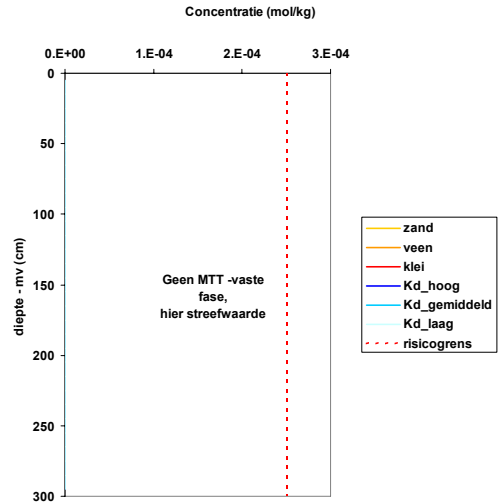
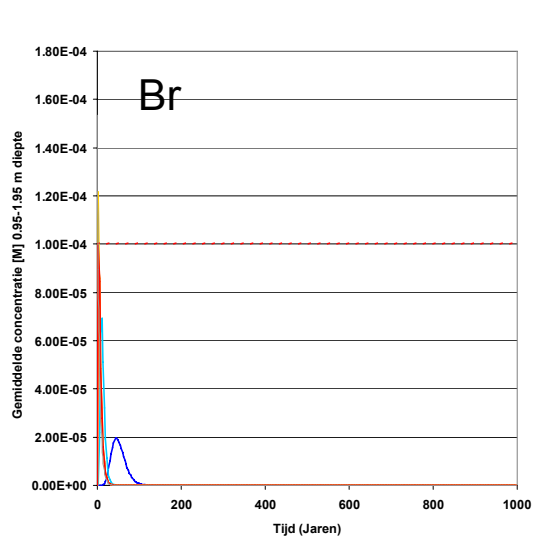


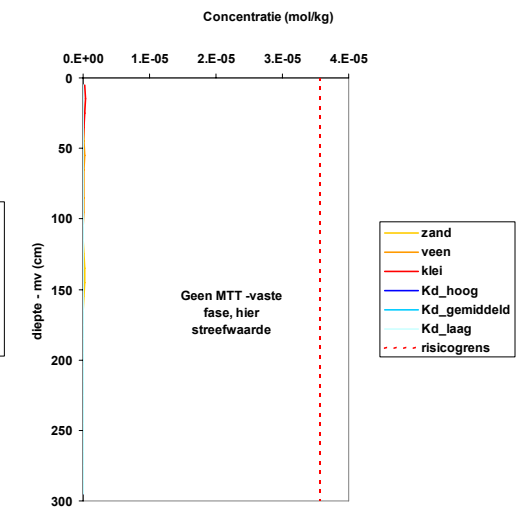
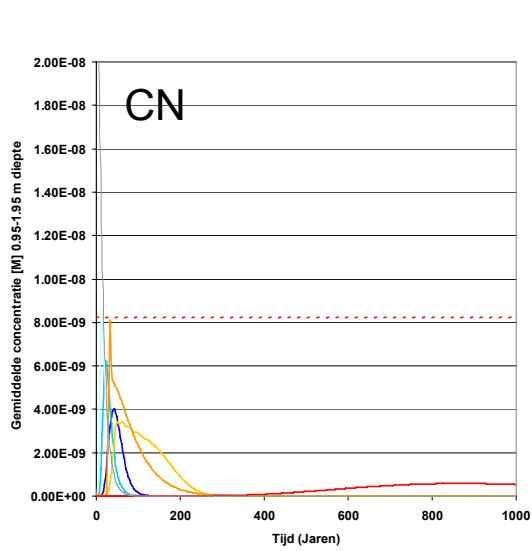
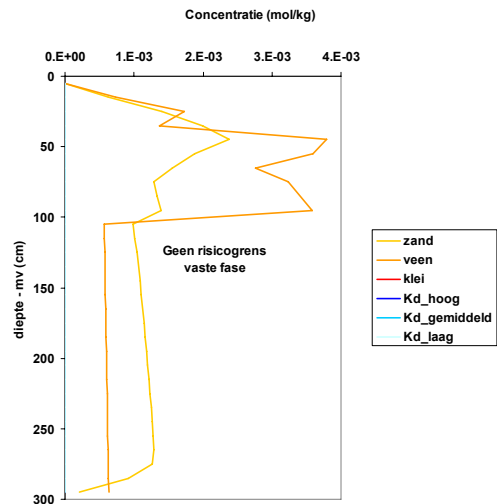
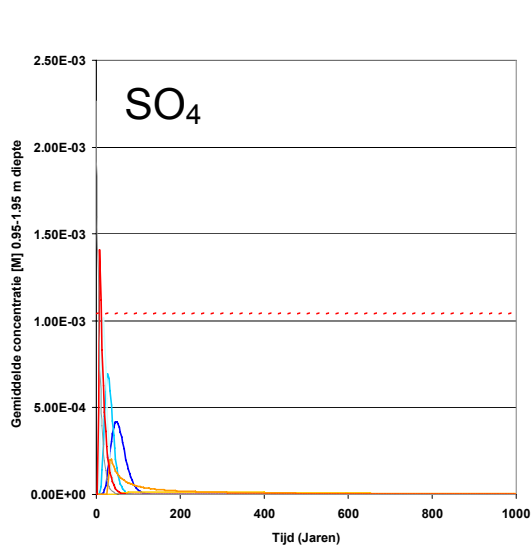






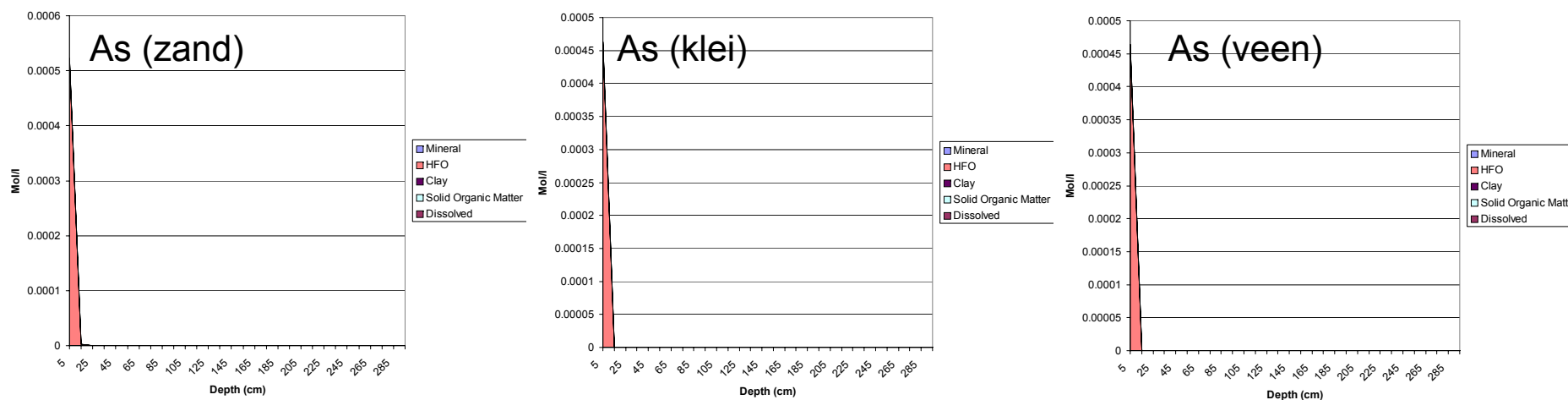


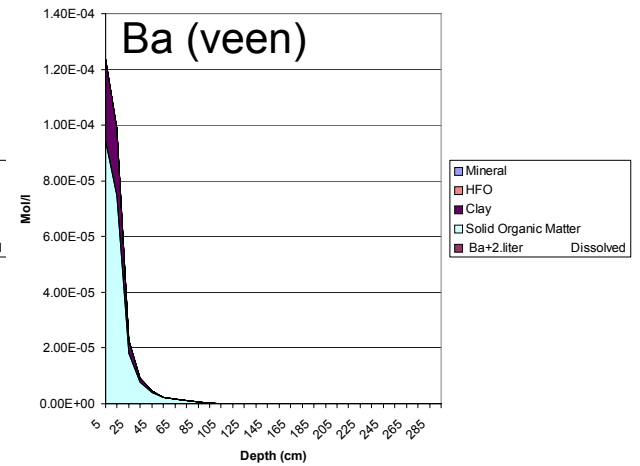
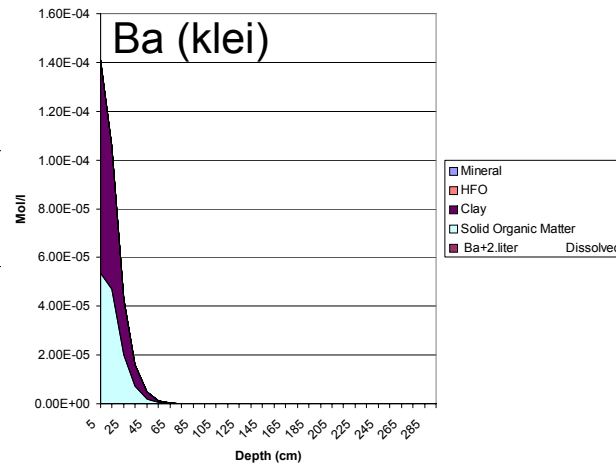
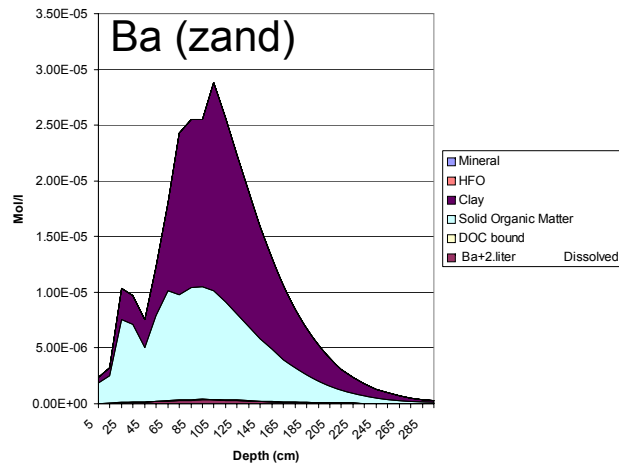
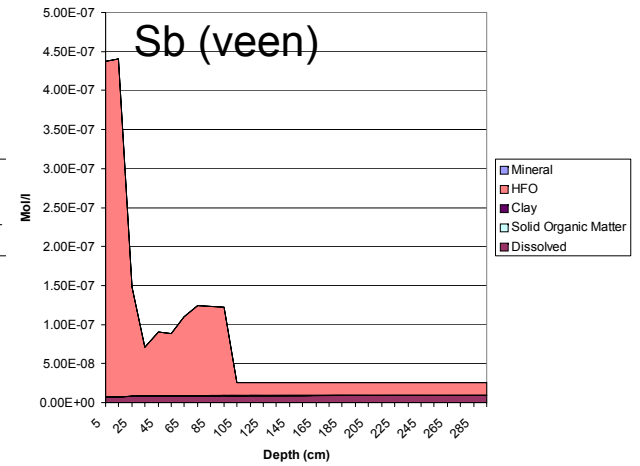
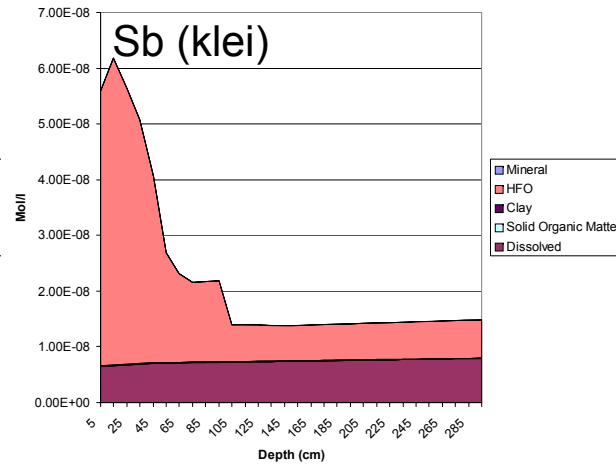
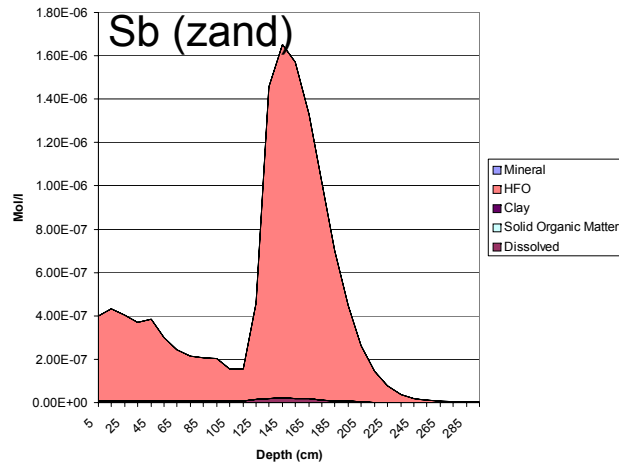


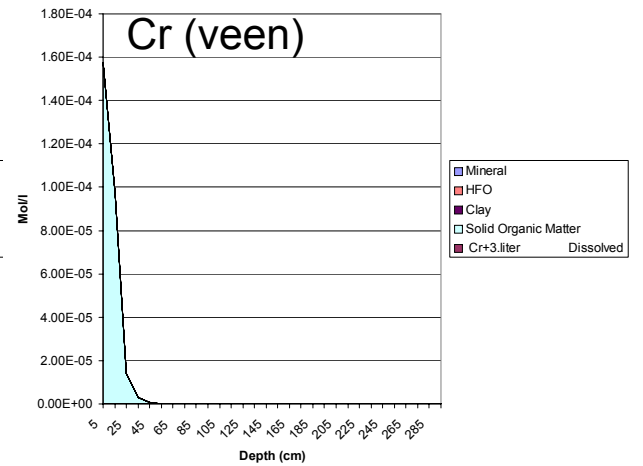
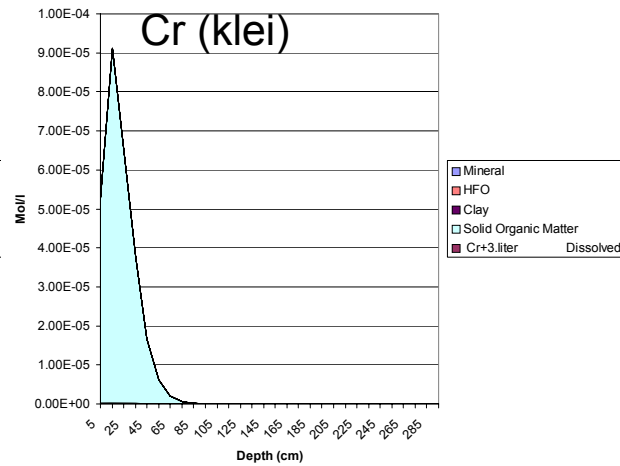
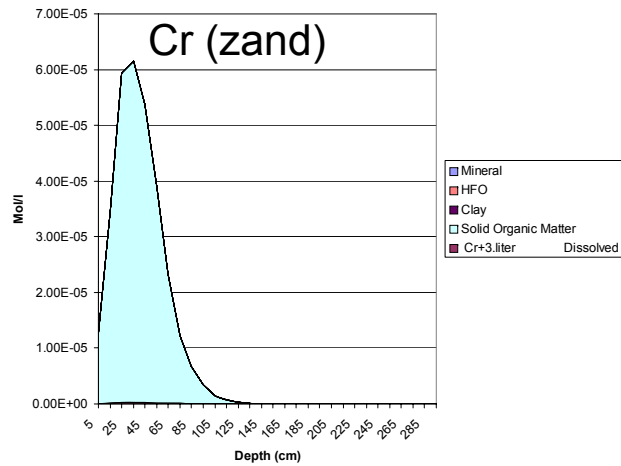
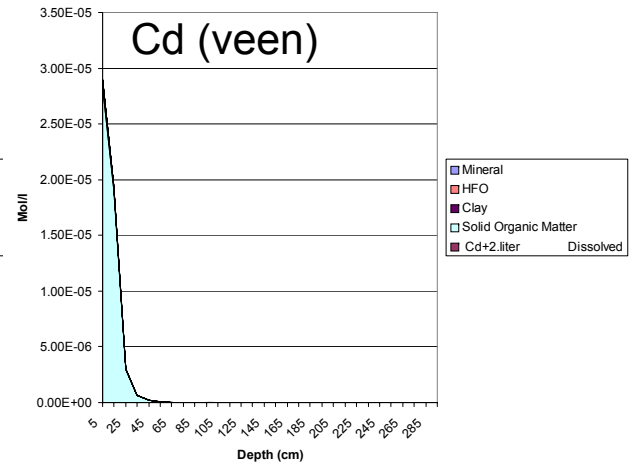
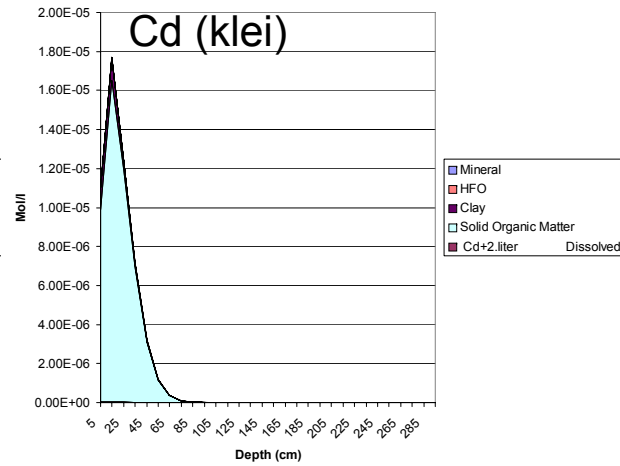
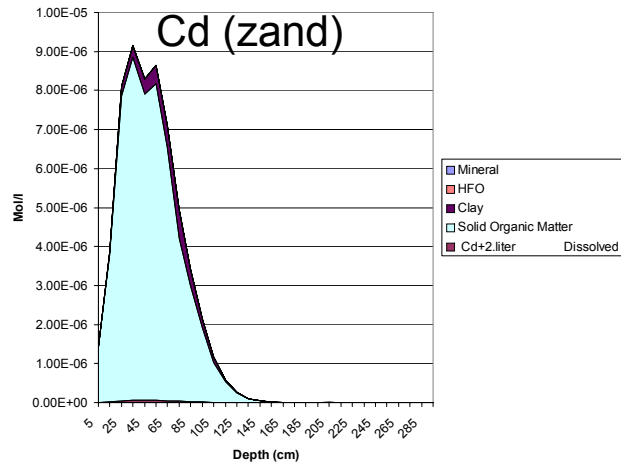


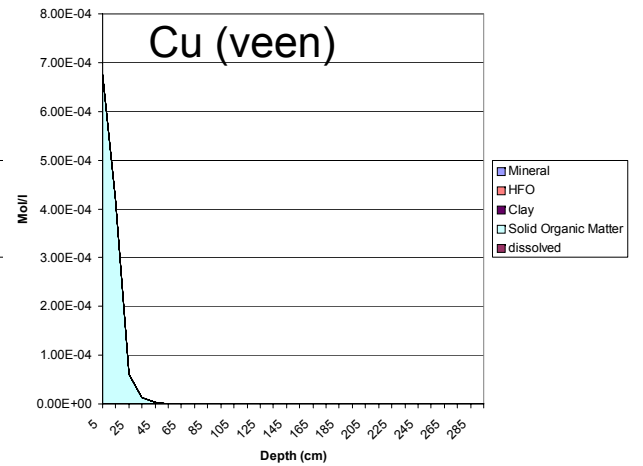
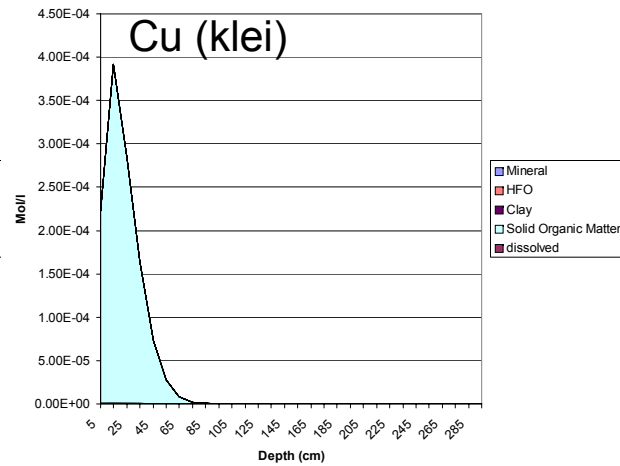
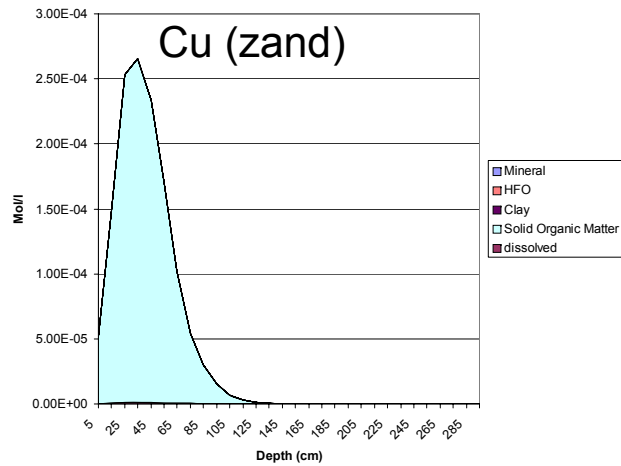
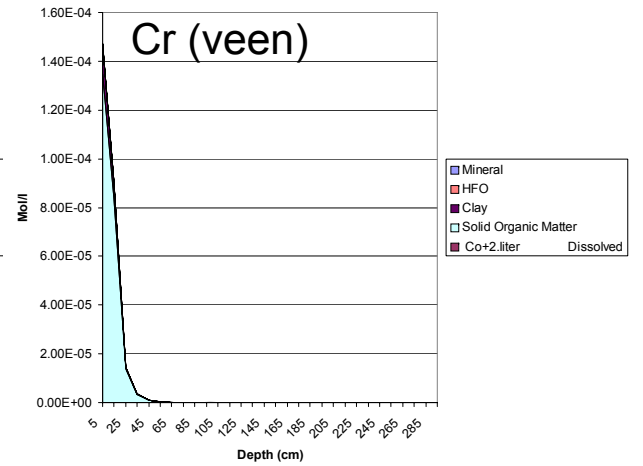
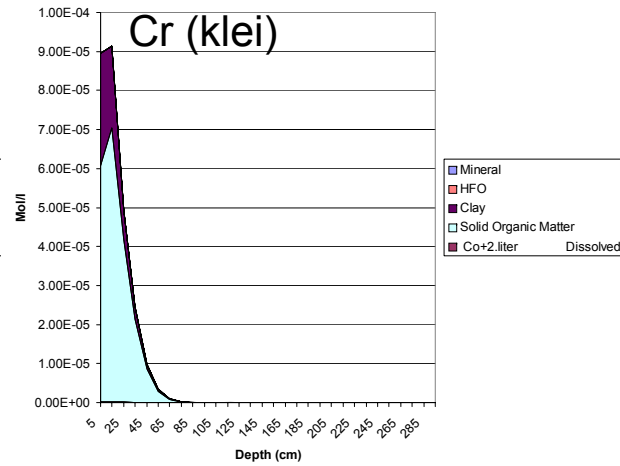
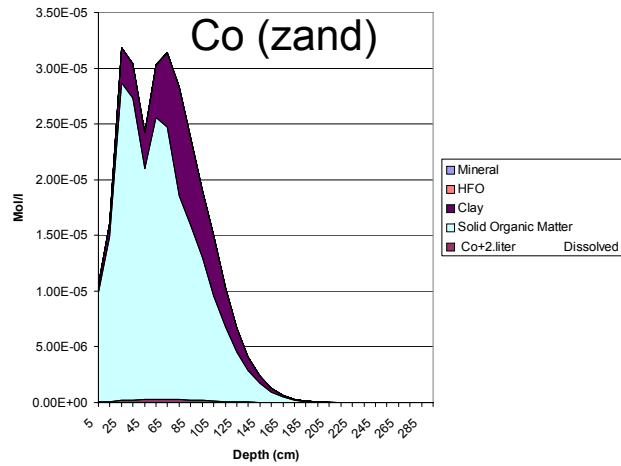
## Bijlage 11. Speciatieprofielen in de bodem

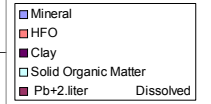
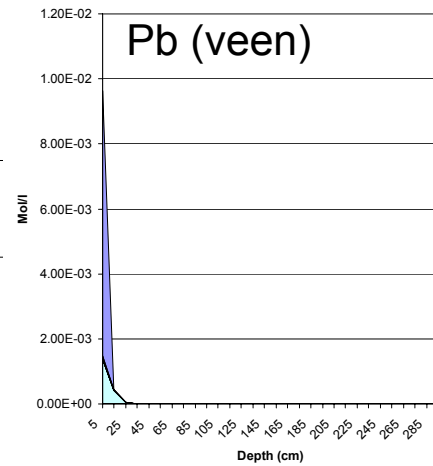
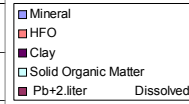
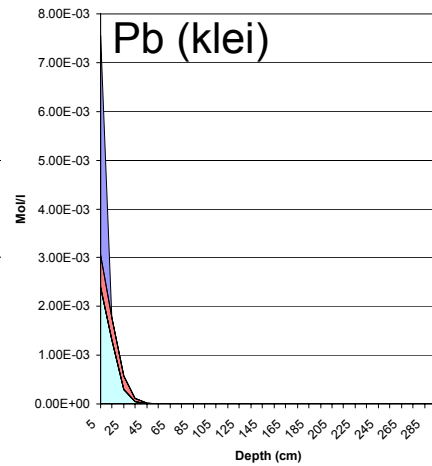
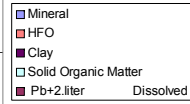
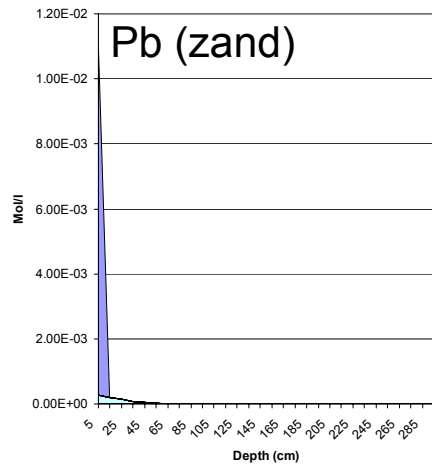
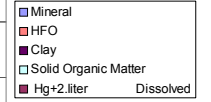
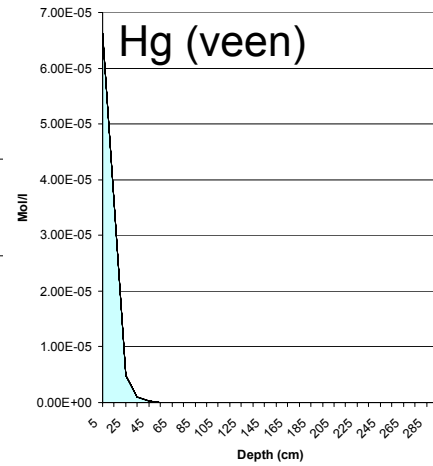
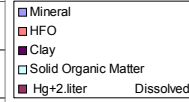
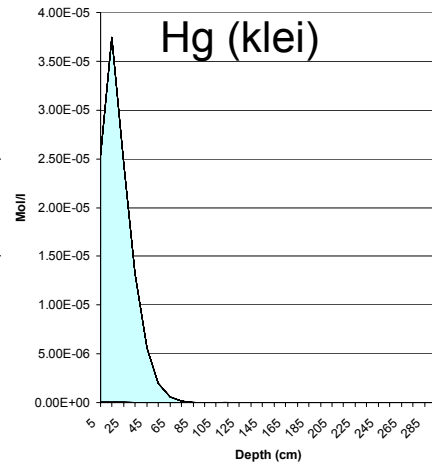
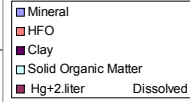
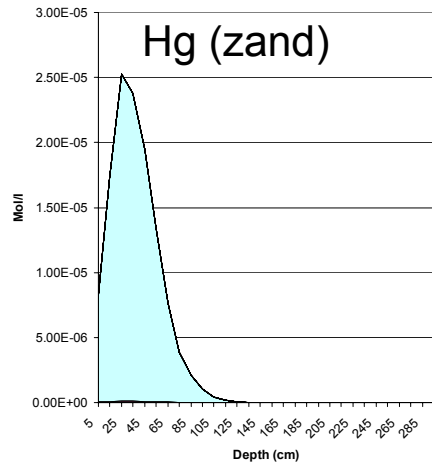
Toelichting figuren: speciatie van componenten als functie van de diepte in het bodemprofiel (in de vaste fase en de bodemoplossing, beide uitgedrukt in mol/L bodemoplossing) na een periode van 100 jaar voor zand-, veen en kleigrond. Mineral = minerale neerslag; HFO = geadsorbeerd aan Fe- en Al-(hydr)oxiden; Clay = geadsorbeerd aan kleimineralen; Solid Organic Matter = geadsorbeerd aan vaste organische stof; Dissolved = totaal opgelost in bodemoplossing.



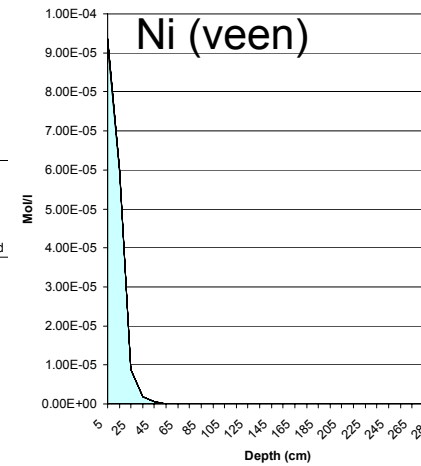
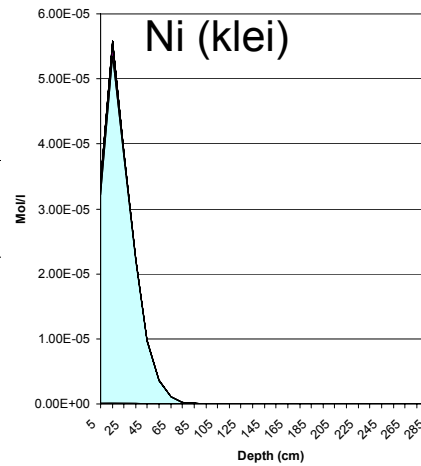
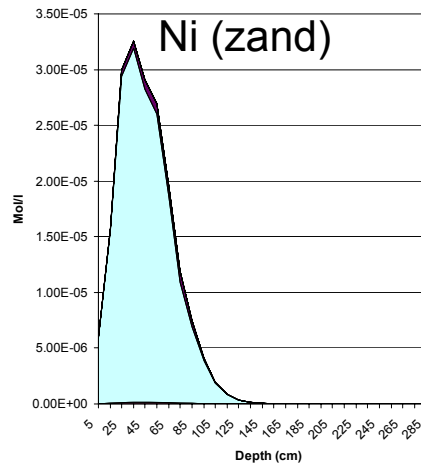
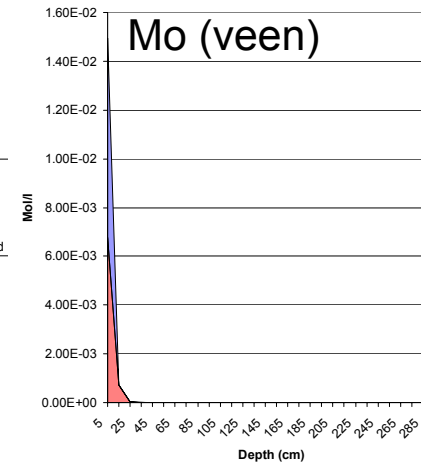
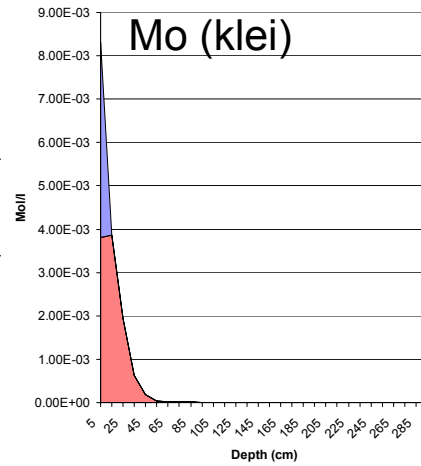
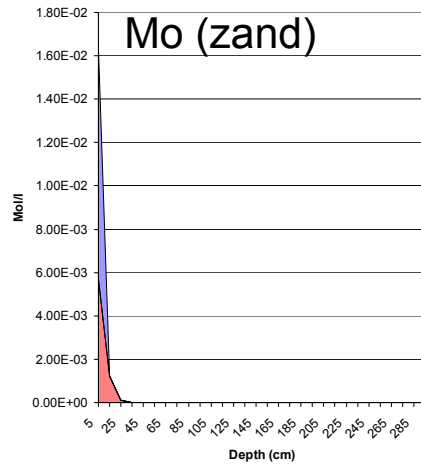


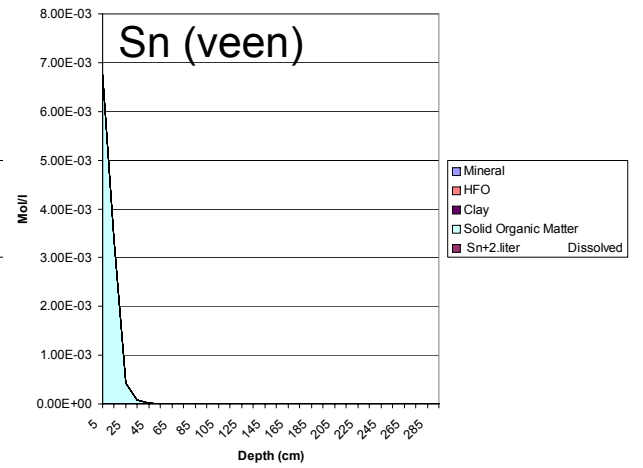
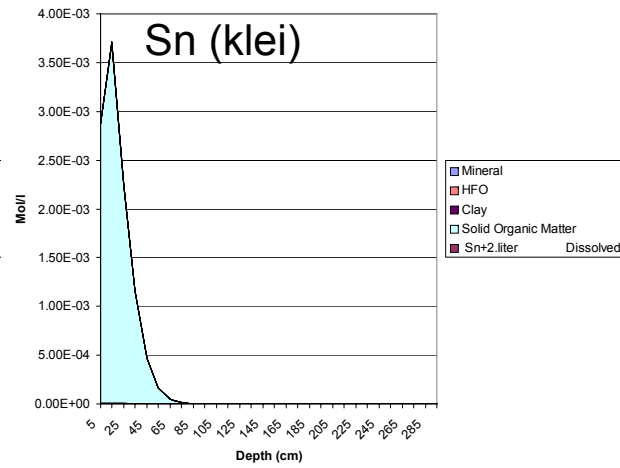
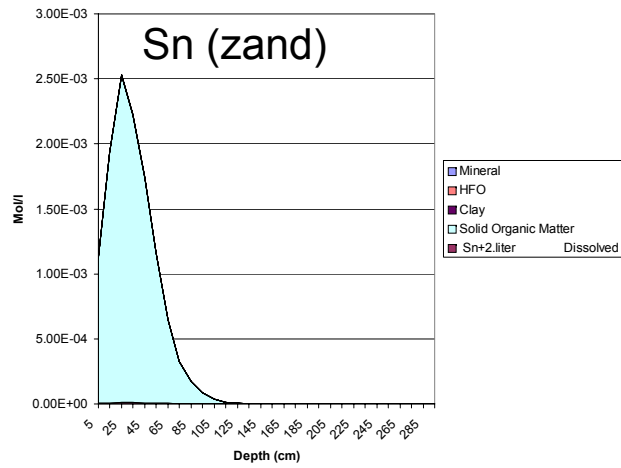
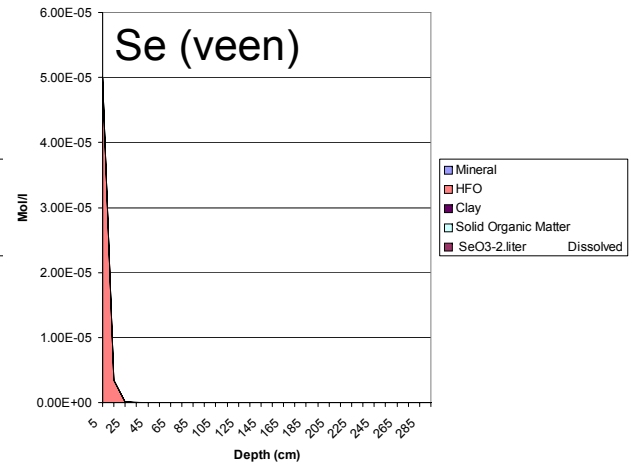
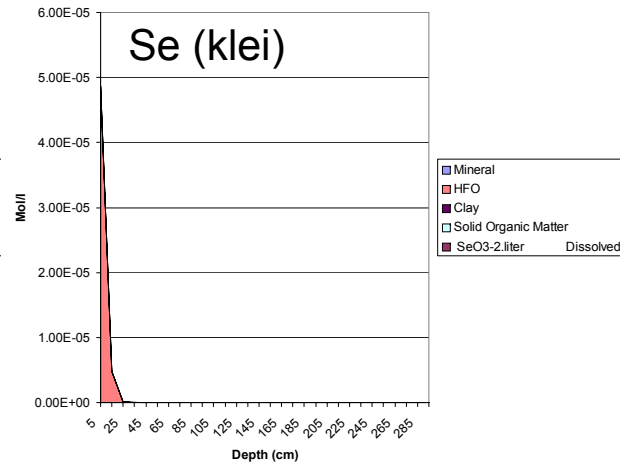
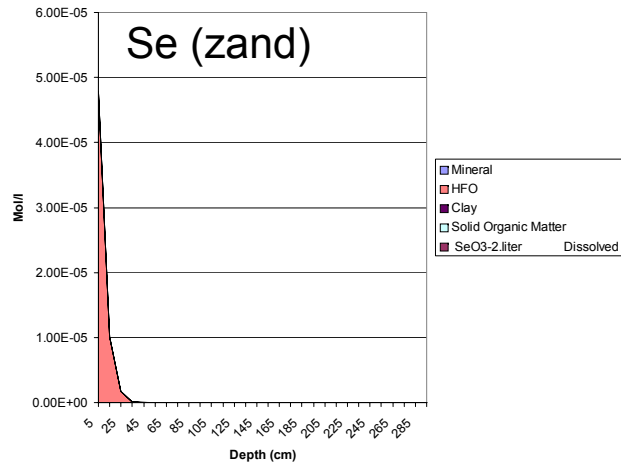


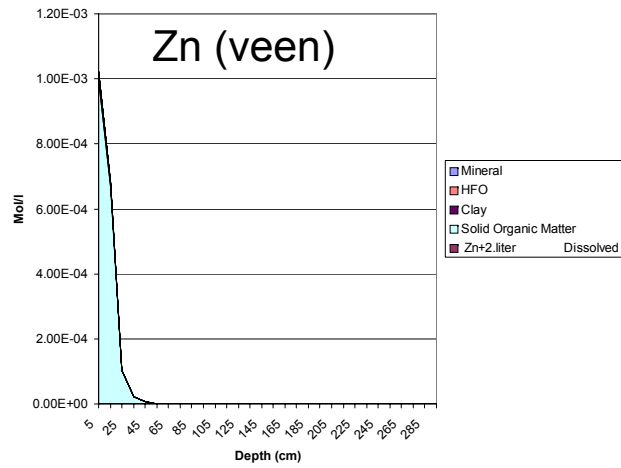
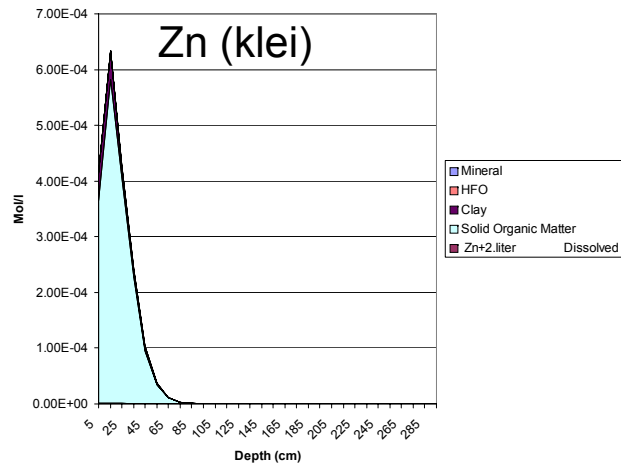
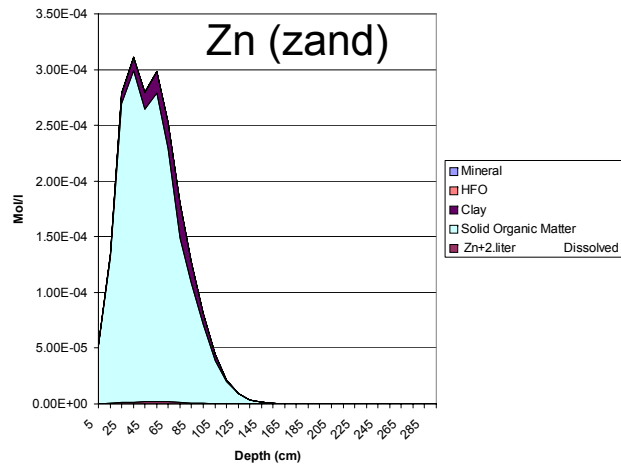
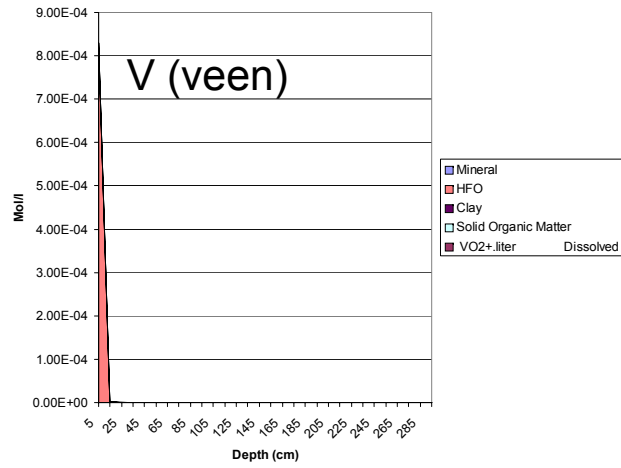
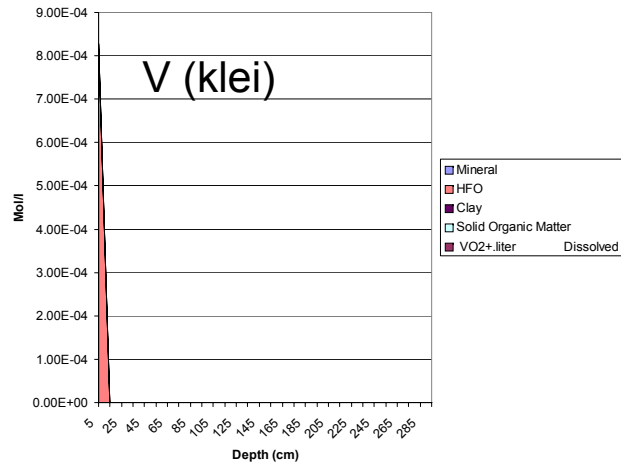
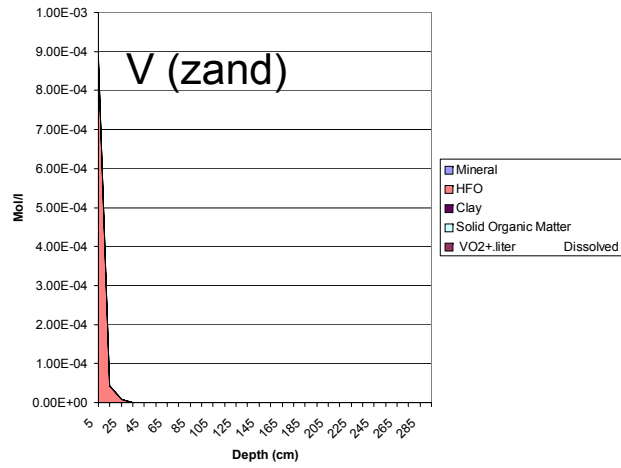


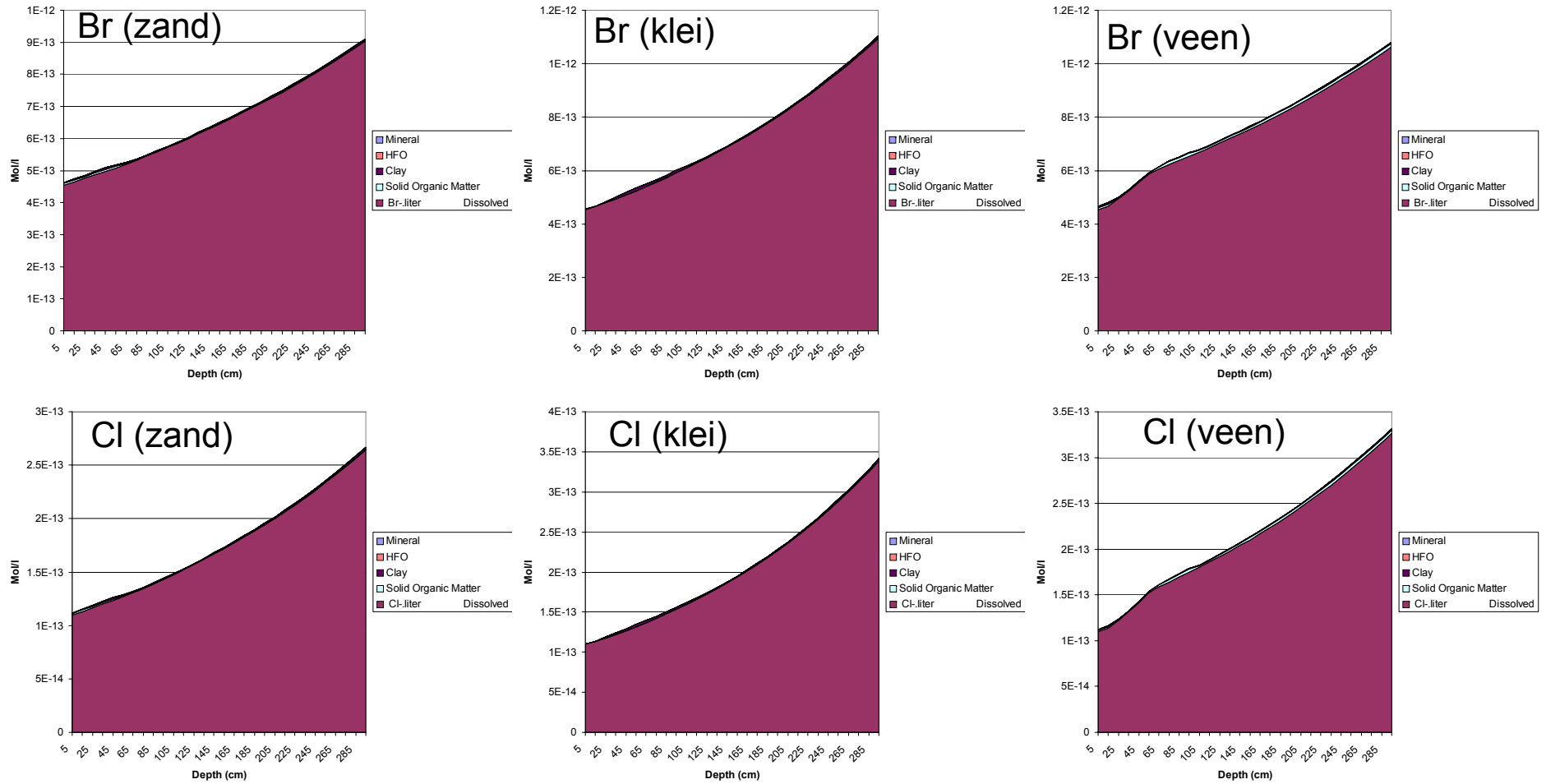


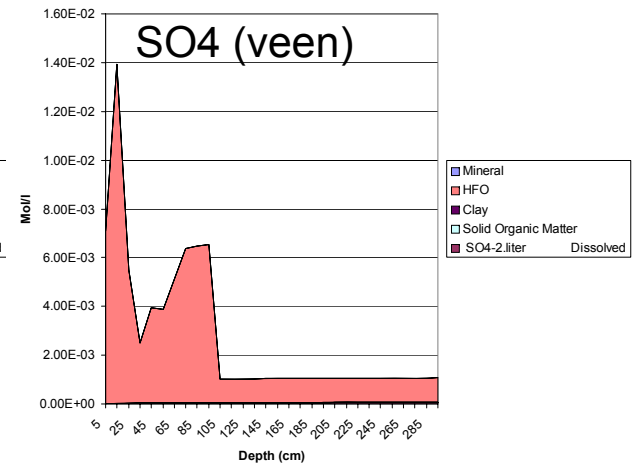
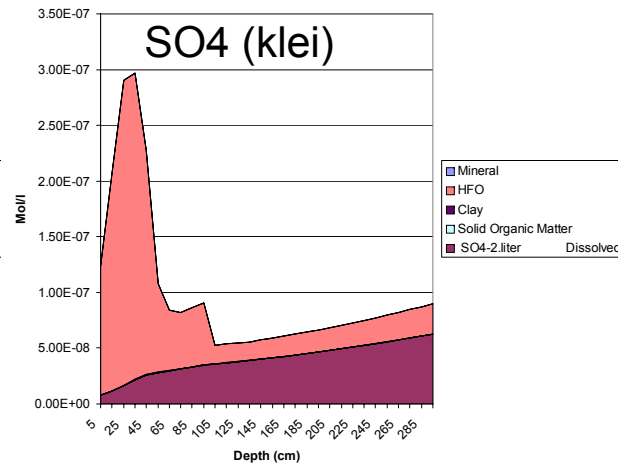
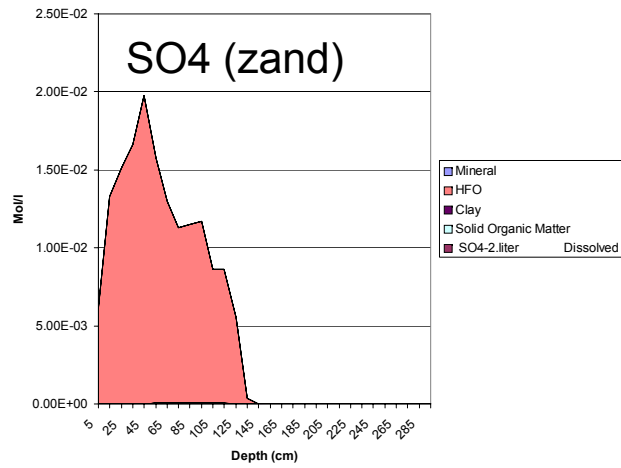
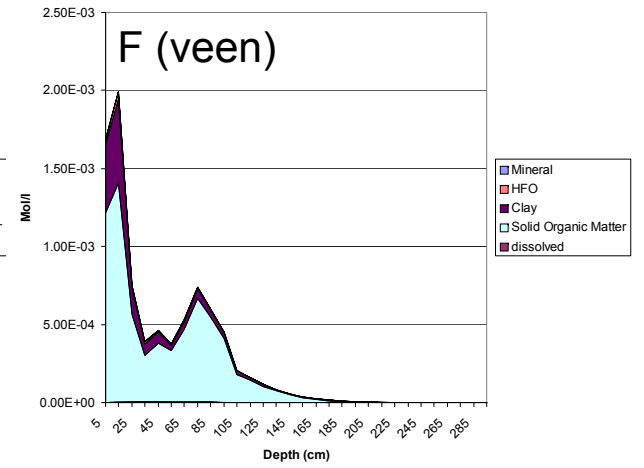
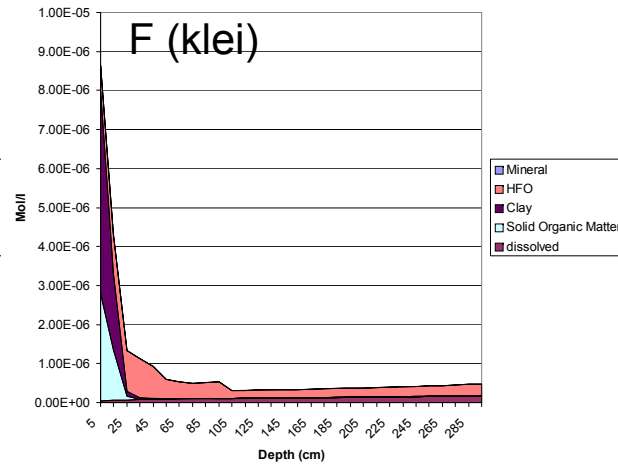
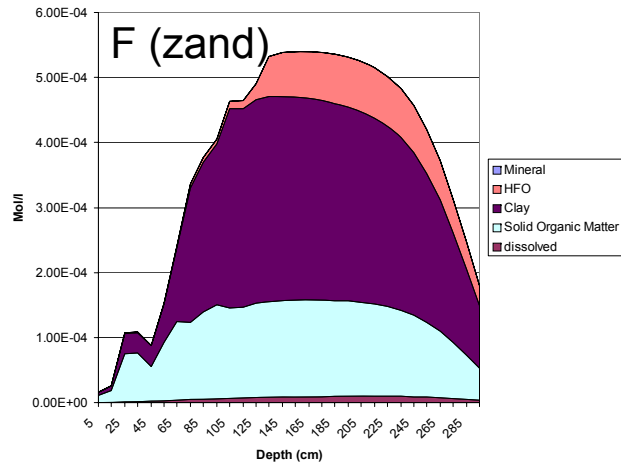


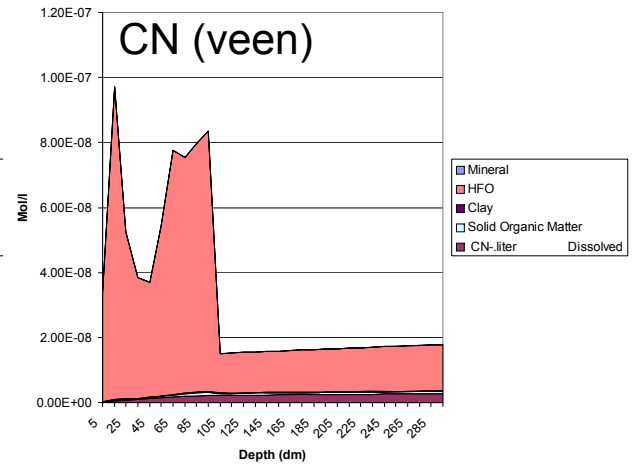
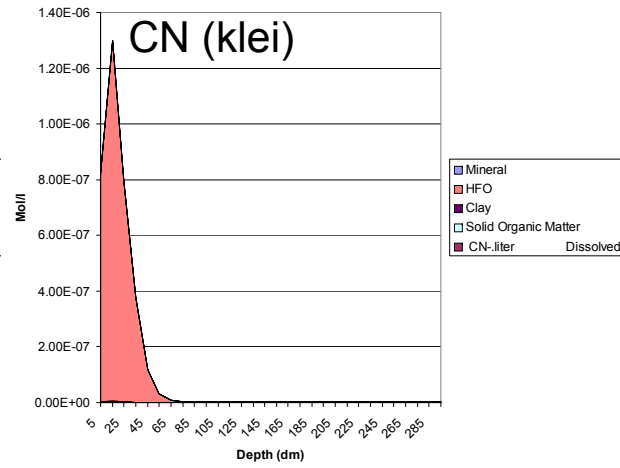
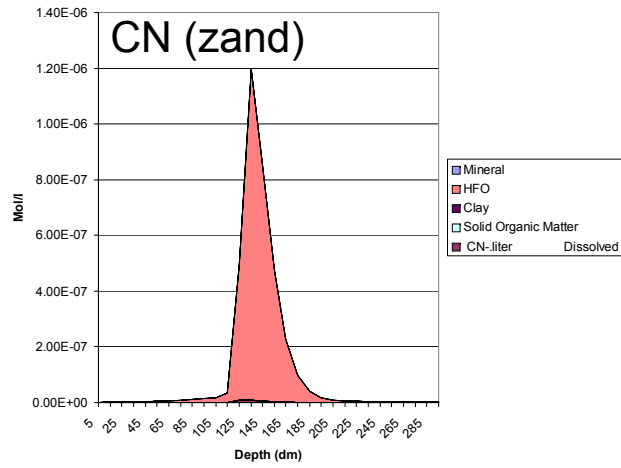












## Bijlage 12. Materiaalbladen

In de materiaalbladen worden de volgende afkortingen gebruikt:

Aantal:	aantal gemeten partijen
n>LOD:	aantal partijen met analyses boven de detectielimiet
Average:	gemiddelde emissie van de gemeten partijen
STDEV:	standaarddeviatie in de emissie van gemeten partijen
Perc50:	de 50-percentielwaarde van de gemeten emissie
Perc70:	de 70-percentielwaarde van de gemeten emissie
Perc90:	de 90-percentielwaarde van de gemeten emissie
Perc95:	de 95-percentielwaarde van de gemeten emissie
Perc99:	de 99-percentielwaarde van de gemeten emissie
Min:	minimum gemeten emissie
Max:	maximum gemeten emissie
Jaartal:	monsternameperiode
2001:	1998-2001
2004:	2003-2004





## B12.1.2. Asfaltgranulaat

## Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	24	15	0.028	0.009	0.028	0.031	0.042	0.045	0.048	0.020	0.049	2001
antimoon	96	88	0.055	0.048	0.043	0.058	0.093	0.100	0.339	0.014	0.339	2004
arseen	20	0	0.279	0.130	0.250	0.250	0.250	0.279	0.720	0.250	0.830	2001
arseen	54	6	0.18	0.02	0.18	0.18	0.19	0.20	0.20	0.04	0.20	2004
barium	25	23	0.15	0.20	0.09	0.12	0.29	0.44	0.87	0.05	0.99	2001
barium	61	59	0.14	0.08	0.12	0.16	0.22	0.24	0.42	0.04	0.42	2004
cadmium	19	0	0.005	0.000	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	2001
cadmium	54	6	0.006	0.002	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007		0.007	2004
chromium	20	1	0.050	0.000	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	2001
chromium	54	9	0.038	0.008	0.035	0.035	0.050	0.053	0.070	0.035	0.070	2004
cobalt	19	1	0.050	0.000	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	2001
cobalt	54	6	0.037	0.005	0.035	0.035	0.046	0.050	0.050	0.035	0.050	2004
koper	20	8	0.075	0.036	0.050	0.088	0.123	0.151	0.158	0.050	0.160	2001
koper	54	14	0.045	0.024	0.035	0.035	0.070	0.070	0.150	0.028	0.150	2004
kwik	19	0	0.002	0.000	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	2001
kwik	54	6	0.000	0.001	0.000	0.000	0.001	0.002	0.004		0.004	2004
lood	19	0	0.095	0.016	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.050	0.100	2001
lood	54	6	0.077	0.027	0.070	0.070	0.091	0.100	0.210	0.070	0.210	2004
molybdeen	25	24	0.095	0.045	0.089	0.110	0.150	0.150	0.203	0.025	0.220	2001
molybdeen	72	72	0.088	0.033	0.090	0.107	0.139	0.140	0.163	0.030	0.170	2004
nikkel	19	1	0.051	0.002	0.050	0.050	0.050	0.051	0.058	0.050	0.060	2001
nikkel	53	5	0.044	0.029	0.035	0.035	0.035	0.140	0.140	0.035	0.140	2004
seleen	19	0	0.020	0.000	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	2001
seleen	54	10	0.015	0.007	0.014	0.014	0.020	0.030	0.039		0.050	2004
tin	19	0	0.200	0.000	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	2001
tin	54	6	0.123	0.043	0.140	0.140	0.140	0.200	0.200	0.010	0.200	2004
vanadium	21	17	0.315	0.194	0.260	0.360	0.500	0.590	0.830	0.100	0.890	2001
vanadium	76	65	0.486	0.539	0.340	0.485	0.770	1.750	2.500	0.070	2.500	2004
zink	19	0	0.200	0.000	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	2001
zink	54	6	0.157	0.068	0.140	0.140	0.182	0.200	0.490	0.140	0.490	2004
bromide	19	4	0.57	0.17	0.50	0.50	0.84	1.00	1.00	0.50	1.00	2001
bromide	62	37	0.58	0.33	0.56	0.70	0.90	1.39	1.44		1.50	2004
chloride	25	25	48	28	42	57	73	111	128	13	130	2001
chloride	61	61	79	46	70	98	130	160	206	12	260	2004
fluoride	25	25	4.7	1.6	4.7	5.5	7.2	7.4	8.0	1.9	8.1	2001
fluoride	61	61	5.0	2.3	4.4	5.2	6.6	6.8	14.8	1.8	19.0	2004
sulfaat	24	24	262	125	250	290	347	401	641	41	710	2001
sulfaat	95	95	766	1293	320	388	2304	4331	5360	140	6300	2004
CN-vrij	0											2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2001
CN-complex	0											2004

## Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data X Data < det. limiet en det. limiet > eis 0-5% 5-20% 20-100% overschrijding gemeten partijen

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 0.5 m	2001	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	2004	51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	5	0	0	0	2	11		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	X	0	0	0	0	0	0	76	0	X	0	67	0	11	0	0	0			
	2004	100	98	0	70	0	0	0	0	75	0	96	0	70	0	10	2	3	11			
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	0	X	0	X	0	0	100	0	0	0	0	0	5	X	0	0	0	4			
	2004	18	0	0	81	0	0	100	0	0	0	9	0	14	100	0	0	0	15			
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	38	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	4			
	2004	73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	3	15			

## B12.1.3. AVI-bodemas

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaar
antimoon	383	383	0.202	0.121	0.173	0.228	0.360	0.454	0.600	0.033	0.900	2001
antimoon	296	294	0.277	0.159	0.240	0.320	0.479	0.603	0.850	0.009	0.900	2004
arseen	105	2	0.13	0.09	0.10	0.20	0.25	0.25	0.25	0.00	0.31	2001
arseen	83	38	0.135	0.041	0.140	0.175	0.175	0.175	0.175	0.007	0.175	2004
barium	102	93	6.59	11.88	1.45	2.35	28.60	35.95	44.00	0.15	52.00	2001
barium	108	108	4.03	9.39	1.20	3.07	9.65	13.01	19.95	0.32	89.91	2004
cadmium	122	15	0.005	0.003	0.005	0.007	0.010	0.010	0.012	0.001	0.012	2001
cadmium	82	37	0.006	0.002	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007		0.008	2004
chromium	137	73	0.175	0.390	0.100	0.100	0.354	0.582	0.948	0.001	4.200	2001
chromium	107	77	0.109	0.119	0.050	0.091	0.304	0.399	0.509	0.035	0.520	2004
cobalt	101	3	0.050	0.029	0.050	0.070	0.100	0.100	0.100	0.020	0.100	2001
cobalt	83	39	0.042	0.008	0.035	0.050	0.050	0.050	0.050	0.035	0.050	2004
koper	398	398	4.27	2.90	3.49	4.92	8.02	9.39	14.62	0.22	21.00	2001
koper	514	514	4.56	3.02	4.10	5.60	8.60	10.04	13.89	0.10	19.00	2004
kwik	139	7	0.006	0.003	0.005	0.010	0.010	0.010	0.010	0.001	0.010	2001
kwik	83	37	0.001	0.001	0.000	0.002	0.002	0.002	0.002		0.002	2004
lood	237	116	0.748	1.262	0.300	0.422	1.900	2.740	6.508	0.020	10.000	2001
lood	131	102	0.657	3.159	0.110	0.380	1.030	1.700	3.561	0.070	35.960	2004
molybdeen	396	396	1.07	0.74	0.93	1.20	1.64	1.98	4.16	0.14	8.79	2001
molybdeen	508	508	1.312	1.105	1.100	1.300	2.100	2.983	6.043	0.190	13.000	2004
nikkel	122	72	0.125	0.070	0.100	0.188	0.230	0.230	0.258	0.030	0.310	2001
nikkel	83	59	0.123	0.134	0.100	0.140	0.200	0.200	0.380	0.035	1.200	2004
seleen	136	69	0.024	0.010	0.020	0.024	0.039	0.040	0.052	0.009	0.062	2001
seleen	97	52	0.009	0.005	0.004	0.014	0.014	0.014	0.020	0.003	0.020	2004
tin	122	16	0.101	0.065	0.100	0.114	0.200	0.200	0.232	0.020	0.250	2001
tin	93	45	0.066	0.054	0.020	0.140	0.140	0.140	0.140	0.014	0.140	2004
vanadium	118	35	0.151	0.101	0.100	0.255	0.300	0.300	0.310	0.050	0.310	2001
vanadium	83	43	0.096	0.049	0.100	0.100	0.100	0.199	0.314	0.070	0.330	2004
zink	154	76	0.559	0.358	0.690	0.700	0.988	1.200	1.547	0.050	1.800	2001
zink	107	76	0.358	0.334	0.200	0.362	0.892	1.000	1.294	0.130	2.100	2004
bromide	274	272	7.93	4.73	6.75	9.23	14.91	17.00	20.27	0.50	33.00	2001
bromide	122	120	7.30	4.50	7.40	9.18	14.00	15.95	18.00	0.19	19.00	2004
chloride	217	217	2808	1282	2410	3315	4480	5518	6304	543	7929	2001
chloride	232	232	3747	1728	3604	4770	5800	6400	7400	16	9800	2004
fluoride	107	95	4.6	5.9	2.7	3.9	9.2	12.1	29.1	0.5	50.0	2001
fluoride	107	107	2.7	1.9	2.3	2.6	4.8	5.6	9.5	1.0	16.0	2004
sulfaat	170	170	1936	1750	1560	2215	3763	5384	8327	10	10290	2001
sulfaat	126	126	2128	2613	882	3048	6085	8543	9750	22	11000	2004
CN-vrij	0											2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2001
CN-complex	0											2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	100	0	24	0	6	0	97	0	16	100	0	19	27	0	0	88	100	28	68		
	2004	99	0	31	0	0	0	97	0	8	100	1	0	32	0	0	81	97	11	44		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	X	25	44	1	0	98	44	13	100	0	95	1	31	25	99	100	10	72		
	2004	100	49	32	89	0	0	98	0	6	100	1	46	0	4	14	91	100	2	47		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	96	0	0	66	4	X	100	0	0	0	73	0	0	0	96	0	100	0	82		
	2004	96	0	0	93	0	0	100	0	0	0	71	0	0	0	100	0	97	0	56		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	100	0	44	0	4	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0	100	10	82			
	2004	99	0	43	0	0	0	59	0	0	0	1	0	0	0	0	97	2	56			

## B12.1.4. Baggerspecie (gerijpt)

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaar
antimoon	10	9	0.008	0.002	0.006	0.007	0.012	0.012	0.012	0.006	0.012	2001
arseen	10	10	0.18	0.12	0.14	0.14	0.27	0.38	0.46	0.05	0.49	2001
barium	10	10	0.46	0.14	0.44	0.46	0.50	0.67	0.81	0.31	0.84	2001
cadmium	10	8	0.006	0.006	0.005	0.005	0.007	0.016	0.022	0.001	0.024	2001
chrom	10	10	0.080	0.088	0.042	0.064	0.219	0.245	0.266	0.020	0.271	2001
cobalt	10	8	0.128	0.193	0.040	0.048	0.467	0.496	0.520	0.021	0.526	2001
koper	10	10	0.073	0.044	0.058	0.089	0.140	0.143	0.144	0.026	0.145	2001
kwik	10	8	0.003	0.001	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.000	0.004	2001
lood	10	8	0.137	0.108	0.121	0.145	0.326	0.326	0.326	0.035	0.326	2001
molybdeen	10	10	0.168	0.110	0.147	0.200	0.338	0.342	0.346	0.044	0.347	2001
nikkel	10	8	0.231	0.323	0.093	0.115	0.816	0.844	0.867	0.035	0.873	2001
seleen	10	8	0.022	0.009	0.023	0.028	0.030	0.031	0.033	0.006	0.033	2001
tin	10	8	0.018	0.007	0.014	0.020	0.023	0.030	0.036	0.014	0.037	2001
vanadium	10	8	0.286	0.222	0.307	0.336	0.455	0.614	0.741	0.014	0.773	2001
zink	10	8	2.36	4.17	0.63	0.71	7.98	10.19	11.96	0.04	12.40	2001
bromide	10	9	1.28	1.55	0.80	1.11	2.08	3.78	5.15	0.14	5.49	2001
chloride	10	10	263	486	105	150	338	988	1509	26	1639	2001
fluoride	10	10	6.6	3.6	6.8	8.3	10.4	11.2	11.8	0.7	12.0	2001
sulfaat	10	10	7325	4100	6815	7368	9998	13699	16660	1210	17400	2001
CN-vrij	0											2001
CN-complex	0											2001

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	0	0	0	0	0	20	0	0	0	30	20	0	0	0	20	10	10	70	100		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	20	0	40	0	20	0	0	0	80	20	80	0	60	40	40	10	30	100		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	80	0	20	100	0	0	0	60	0	0	10	90	0	10	0	100		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	10	20	0	10	20	100		

## B12.1.5. Baggerspecie (vers)

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	0											2001
arseen	16	16	0.16	0.15	0.11	0.20	0.36	0.42	0.48	0.01	0.50	2001
barium	0											2001
cadmium	17	10	0.005	0.006	0.002	0.005	0.013	0.020	0.022	0.001	0.022	2001
chromium	16	10	0.028	0.029	0.013	0.023	0.075	0.083	0.089	0.010	0.090	2001
cobalt	0											2001
koper	16	8	0.048	0.040	0.030	0.040	0.106	0.121	0.144	0.020	0.150	2001
kwik	16	4	0.001	0.001	0.000	0.000	0.001	0.002	0.004	0.000	0.005	2001
lood	16	3	0.094	0.115	0.050	0.050	0.175	0.308	0.446	0.050	0.481	2001
molybdeen	0											2001
nikkel	21	16	0.179	0.251	0.100	0.160	0.370	0.750	0.950	0.010	1.000	2001
seleen	0											2001
tin	0											2001
vanadium	0											2001
zink	21	21	3.42	7.31	0.70	1.00	13.00	15.00	27.00	0.03	30.00	2001
bromide	6	0	0.65	0.15	0.56	0.65	0.83	0.88	0.92	0.56	0.93	2001
chloride	6	1	114	40	115	135	158	164	169	70	170	2001
fluoride	0											2001
sulfaat	6	4	982	308	1000	1180	1278	1289	1298	470	1300	2001
CN-vrij	0											2001
CN-complex	0											2001

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001		0		0	0		0	0	0		5				19	0	0		33		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001		31		29	0		0	0	0		10				48	X	0		50		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001		0		35	0		50	0	0		57				81	0	0		83		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001		6		0	0		0	0	0		10				14	0	0		83		

## B12.1.6. Betonggranulaat

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	76	1	0.020	0.000	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	2001
antimoon	80	20	0.014	0.004	0.014	0.014	0.014	0.020	0.027	0.006	0.027	2004
arseen	75	1	0.24	0.04	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.01	0.25	2001
arseen	80	20	0.159	0.046	0.175	0.175	0.180	0.180	0.211	0.028	0.250	2004
barium	109	109	4.75	3.64	4.00	5.46	8.26	9.80	15.75	0.14	29.00	2001
barium	487	487	4.13	2.54	3.90	5.10	7.50	9.40	12.00	0.28	15.00	2004
cadmium	76	1	0.005	0.000	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.002	0.005	2001
cadmium	84	20	0.006	0.002	0.007	0.007	0.007	0.007	0.008		0.012	2004
chroom	84	16	0.063	0.042	0.050	0.050	0.098	0.164	0.210	0.031	0.310	2001
chroom	117	70	0.597	5.819	0.040	0.050	0.100	0.130	0.489	0.014	63.000	2004
cobalt	76	10	0.050	0.003	0.050	0.050	0.050	0.050	0.051	0.020	0.054	2001
cobalt	80	35	0.045	0.023	0.035	0.040	0.070	0.081	0.134	0.007	0.150	2004
koper	90	90	0.154	0.084	0.130	0.190	0.263	0.320	0.390	0.050	0.393	2001
koper	254	223	0.149	0.129	0.120	0.170	0.287	0.350	0.576	0.035	1.300	2004
kwik	76	0	0.002	0.000	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.000	0.002	2001
kwik	81	20	0.001	0.002	0.000	0.001	0.004	0.004	0.007		0.007	2004
lood	77	17	0.109	0.065	0.100	0.100	0.104	0.140	0.317	0.040	0.625	2001
lood	122	50	0.100	0.096	0.070	0.070	0.210	0.248	0.555	0.021	0.580	2004
molybdeen	87	85	0.065	0.043	0.058	0.070	0.102	0.140	0.223	0.013	0.300	2001
molybdeen	258	232	0.070	0.061	0.050	0.070	0.150	0.190	0.299	0.014	0.490	2004
nikkel	76	53	0.061	0.022	0.050	0.059	0.094	0.100	0.143	0.050	0.150	2001
nikkel	83	50	0.064	0.035	0.050	0.080	0.134	0.140	0.140	0.014	0.140	2004
seleen	75	0	0.020	0.000	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	2001
seleen	85	61	0.013	0.003	0.014	0.014	0.014	0.014	0.020	0.007	0.020	2004
tin	76	0	0.196	0.027	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.030	0.201	2001
tin	80	20	0.095	0.045	0.070	0.140	0.140	0.140	0.140	0.010	0.140	2004
vanadium	77	3	0.104	0.025	0.100	0.100	0.100	0.100	0.194	0.060	0.300	2001
vanadium	91	22	0.080	0.036	0.070	0.070	0.070	0.210	0.212	0.035	0.230	2004
zink	77	4	0.208	0.048	0.200	0.200	0.200	0.252	0.424	0.050	0.500	2001
zink	86	25	0.157	0.087	0.140	0.140	0.160	0.420	0.490	0.070	0.490	2004
bromide	77	3	0.51	0.10	0.50	0.50	0.50	0.50	1.05	0.20	1.20	2001
bromide	134	59	0.50	0.48	0.35	0.35	0.56	0.87	3.34	0.28	3.80	2004
chloride	88	88	115	55	99	140	180	197	253	15	343	2001
chloride	201	201	122	69	110	140	191	220	310	18	660	2004
fluoride	87	87	3.6	2.2	2.8	3.9	7.5	8.4	8.9	0.0	9.4	2001
fluoride	164	164	3.6	2.4	2.7	3.6	6.6	8.1	12.4	1.0	18.0	2004
sulfaat	115	111	205	205	66	104	260	662	934	1	1100	2001
sulfaat	152	151	96	67	75	100	210	210	295	11	341	2004
CN-vrij	0											2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2001
CN-complex	0											2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 0.5 m	2001	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	2004	0	0	9	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	X	X	76	X	0	0	3	0	0	44	0	X	0	X	0	X	1	1	1		
	2004	100	83	68	62	1	1	3	5	0	35	0	66	0	0	0	4	4	1	0		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	X	0	0	100	0	0	0	20	0	0	0	99	0	0	0	6		
	2004	0	0	0	65	1	19	100	0	0	0	37	0	0	0	92	0	0	0	0		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	0	0	87	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6		
	2004	0	0	83	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0		

## B12.1.7. Brekerzand

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	26	1	0.020	0.003	0.020	0.020	0.020	0.020	0.028	0.009	0.030	2001
arseen	25	1	0.24	0.05	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.00	0.25	2001
barium	28	28	0.77	0.85	0.42	0.74	1.36	2.67	3.52	0.13	3.60	2001
cadmium	25	3	0.005	0.000	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	2001
chromium	27	21	0.091	0.035	0.096	0.110	0.130	0.137	0.162	0.050	0.170	2001
cobalt	25	1	0.050	0.000	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	2001
koper	33	33	0.339	0.126	0.360	0.402	0.466	0.518	0.614	0.093	0.640	2001
kwik	25	1	0.002	0.000	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	2001
lood	25	1	0.100	0.013	0.100	0.100	0.100	0.100	0.130	0.050	0.140	2001
molybdeen	32	27	0.055	0.018	0.056	0.062	0.073	0.080	0.103	0.025	0.110	2001
nikkel	25	19	0.082	0.028	0.081	0.097	0.122	0.130	0.145	0.050	0.150	2001
seleen	25	0	0.020	0.000	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	2001
tin	25	0	0.194	0.032	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.040	0.200	2001
vanadium	25	13	0.136	0.052	0.120	0.138	0.216	0.244	0.273	0.100	0.280	2001
zink	25	1	0.196	0.033	0.200	0.200	0.200	0.200	0.246	0.050	0.260	2001
bromide	25	5	0.51	0.03	0.50	0.50	0.50	0.58	0.60	0.45	0.60	2001
chloride	25	25	88	43	85	114	126	146	173	2	180	2001
fluoride	27	27	2.7	0.9	2.7	2.9	3.4	3.6	5.6	1.6	6.3	2001
sulfaat	29	29	386	333	280	416	650	776	1537	83	1800	2001
CN-vrij	0											2001
CN-complex	0											2001

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2m	2001	0	0	7	0	0	0	24	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	4	3		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	X	X	7	0	0	0	52	0	0	31	0	X	0	8	0	0	0	0	3		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	100	0	0	100	0	0	0	56	0	0	0	X	0	0	0	14		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14		

## B12.1.8. Breuksteen

## Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaar
antimoon	42	3	0.01	0.00	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	0.01	0.02	2001
antimoon	8	0	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	2004
arseen	42	18	0.09	0.08	0.07	0.11	0.25	0.25	0.28	0.01	0.28	2001
arseen	8	0	0.18	0.00	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	2004
barium	42	18	0.20	0.18	0.10	0.21	0.55	0.60	0.65	0.05	0.67	2001
barium	8	2	0.16	0.22	0.04	0.04	0.51	0.53	0.54	0.04	0.54	2004
cadmium	42	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.01	2001
cadmium	8	0	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	2004
chromium	42	15	0.02	0.01	0.01	0.01	0.05	0.05	0.06	0.01	0.06	2001
chromium	8	0	0.04	0.00	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	2004
cobalt	42	0	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.05	0.01	0.07	2001
cobalt	11	4	0.12	0.12	0.04	0.21	0.27	0.30	0.32	0.04	0.33	2004
koper	8	0	0.04	0.00	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	2004
koper	42	0	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.05	0.01	0.07	2001
kwik	42	0	0.03	0.01	0.03	0.03	0.06	0.07	0.07	0.02	0.07	2001
kwik	8	0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	2004
lood	42	0	0.03	0.02	0.02	0.02	0.06	0.07	0.07	0.01	0.07	2001
lood	8	0	0.07	0.00	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	2004
molybdeen	42	10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2001
molybdeen	8	2	0.03	0.03	0.02	0.02	0.07	0.08	0.08	0.01	0.08	2004
nikkel	42	0	0.06	0.02	0.05	0.05	0.10	0.10	0.11	0.04	0.11	2001
nikkel	8	1	0.04	0.02	0.04	0.04	0.05	0.08	0.10	0.04	0.10	2004
seleen	42	0	0.04	0.08	0.01	0.01	0.16	0.28	0.32	0.01	0.34	2001
seleen	8	0	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	2004
tin	42	0	0.05	0.01	0.05	0.05	0.06	0.07	0.07	0.04	0.07	2001
tin	8	0	0.04	0.00	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	2004
vanadium	42	15	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.04	0.04	0.01	0.04	2001
vanadium	8	1	0.08	0.02	0.07	0.07	0.09	0.11	0.13	0.07	0.13	2004
zink	42	0	0.05	0.06	0.03	0.03	0.18	0.20	0.22	0.01	0.22	2001
zink	8	1	0.15	0.04	0.14	0.14	0.17	0.21	0.23	0.14	0.24	2004
bromide	42	2	0.04	0.03	0.02	0.04	0.10	0.10	0.11	0.01	0.11	2001
bromide	8	0	0.35	0.00	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	2004
chloride	42	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2001
chloride	8	8	8	10	4	4	20	25	29	2	30	2004
fluoride	42	25	0.3	0.2	0.2	0.2	0.7	0.7	0.7	0.1	0.7	2001
fluoride	10	9	3.9	4.7	1.8	2.5	11	13	14	1	14	2004
sulfaat	42	38	13	21	4	6	56	70	70	1	70	2001
sulfaat	8	8	66	34	66	87	99	110	118	31	120	2004
CN-vrij	42	0	1.2	1.4	0.7	1.2	1.9	4.4	6.2	0.4	7.0	2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	42	0	19	14	16	23	44	45	47	2	48	2001
CN-complex	0											2004

## Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0		
	2004	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	21	0	X	0	0	0	X	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0		
	2004	X	X	0	X	0	36	0	0	0	25	0	X	0	0	0	0	0	20	0		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	X	0	X	X	0	0	0	X	X	0	0	X	0	0	0	0		
	2004	0	0	0	X	0	36	X	0	0	0	13	0	0	0	100	0	0	0	0		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0		
	2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0		

## B12.1.9. Drinkwaterreststoffen

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	54	0	0.011	0.005	0.009	0.009	0.020	0.020	0.020	0.009	0.020	2001
antimoon	52	7	0.007	0.007	0.005	0.005	0.012	0.013	0.034	0.004	0.054	2004
arseen	54	0	0.20	0.05	0.20	0.20	0.25	0.25	0.25	0.02	0.25	2001
arseen	52	4	0.124	0.022	0.119	0.119	0.140	0.149	0.198	0.098	0.250	2004
barium	54	19	0.62	0.57	0.60	0.60	0.67	1.01	3.25	0.05	3.30	2001
barium	51	18	0.54	0.65	0.36	0.42	0.75	1.45	3.25	0.04	4.35	2004
cadmium	54	0	0.006	0.001	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.002	0.007	2001
cadmium	52	2	0.004	0.000	0.004	0.004	0.005	0.005	0.005	0.003	0.005	2004
chromium	54	2	0.094	0.029	0.100	0.100	0.100	0.100	0.200	0.050	0.200	2001
chromium	52	2	0.057	0.009	0.060	0.060	0.069	0.070	0.070	0.030	0.070	2004
cobalt	54	5	0.093	0.122	0.070	0.070	0.070	0.150	0.700	0.050	0.700	2001
cobalt	52	2	0.041	0.005	0.042	0.042	0.048	0.049	0.049	0.030	0.050	2004
koper	54	5	0.109	0.061	0.100	0.100	0.170	0.300	0.300	0.050	0.300	2001
koper	52	6	0.060	0.013	0.060	0.060	0.070	0.079	0.100	0.030	0.100	2004
kwik	54	0	0.004	0.001	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.001	0.005	2001
kwik	52	2	0.003	0.002	0.003	0.003	0.004	0.004	0.011	0.001	0.019	2004
lood	54	3	0.263	0.077	0.300	0.300	0.300	0.300	0.314	0.100	0.330	2001
lood	52	2	0.172	0.044	0.179	0.179	0.210	0.210	0.282	0.060	0.357	2004
molybdeen	54	6	0.057	0.060	0.050	0.050	0.050	0.200	0.296	0.005	0.360	2001
molybdeen	52	16	0.064	0.092	0.030	0.035	0.138	0.198	0.427	0.015	0.590	2004
nikkel	54	10	0.171	0.075	0.200	0.200	0.200	0.200	0.347	0.020	0.400	2001
nikkel	52	6	0.133	0.094	0.119	0.119	0.140	0.212	0.522	0.012	0.700	2004
seleen	54	0	0.042	0.014	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.010	0.050	2001
seleen	52	6	0.011	0.018	0.005	0.006	0.015	0.030	0.090	0.004	0.111	2004
tin	54	0	0.062	0.080	0.020	0.020	0.200	0.200	0.250	0.020	0.250	2001
tin	52	3	0.018	0.021	0.012	0.012	0.029	0.030	0.119	0.010	0.119	2004
vanadium	54	0	0.221	0.111	0.300	0.300	0.300	0.300	0.300	0.030	0.300	2001
vanadium	52	2	0.167	0.041	0.179	0.179	0.207	0.210	0.210	0.018	0.210	2004
zink	54	0	0.577	0.219	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.070	0.700	2001
zink	52	2	0.395	0.087	0.417	0.417	0.483	0.490	0.490	0.119	0.490	2004
bromide	48	6	0.74	0.21	0.80	0.80	0.80	1.07	1.41	0.50	1.60	2001
bromide	52	22	1.77	3.39	0.48	0.72	4.08	9.15	14.98		16.00	2004
chloride	46	19	80	41	100	100	100	100	172	6	230	2001
chloride	52	21	106	107	60	70	239	348	472		520	2004
fluoride	54	45	2.5	2.0	2.0	2.3	5.9	6.4	8.6	0.9	9.0	2001
fluoride	52	43	1.9	1.1	1.7	2.4	3.0	4.0	5.4	0.5	5.9	2004
sulfaat	54	22	338	320	300	300	348	665	1847	20	1900	2001
sulfaat	51	36	456	390	315	425	1100	1243	1625	129	1800	2004
CN-vrij	42	2	0.032	0.022	0.030	0.030	0.030	0.030	0.128	0.010	0.140	2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	42	4	0.028	0.006	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.010	0.030	2001
CN-complex	0											2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	0	0	4	0	0	4	0	0	0	7	0	X	X	0	0	0	0	17	4	X	88
	2004	2	0	2	0	0	0	0	X	0	6	0	4	0	0	0	15	2	4	10		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	X	X	4	X	0	7	0	0	0	7	0	X	X	X	0	8	0	0	4	X	0
	2004	100	2	2	0	0	0	0	X	0	23	2	19	0	0	0	25	8	0	14		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	X	0	81	100	0	0	0	78	0	0	0	X	0	0	0	6	X	100
	2004	0	0	0	X	0	0	100	0	0	0	94	0	0	0	X	0	2	0	20		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	0	0	4	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	X	
	2004	2	0	6	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	20		



## B12.1.10. EC-bodemas

## Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaar
antimoon	154	45	0.026	0.039	0.009	0.011	0.092	0.137	0.161	0.004	0.174	2001
antimoon	108	63	0.010	0.011	0.007	0.012	0.021	0.026	0.049	0.004	0.083	2004
arseen	78	3	0.20	0.03	0.20	0.20	0.20	0.21	0.31	0.19	0.39	2001
arseen	97	1	0.18	0.01	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.27	2004
barium	93	43	0.94	0.59	0.61	0.88	1.96	2.36	2.81	0.50	2.90	2001
barium	108	107	0.58	1.18	0.39	0.57	1.03	1.40	2.17	0.01	12.00	2004
cadmium	74	0	0.007	0.001	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.001	0.007	2001
cadmium	97	0	0.004	0.000	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	2004
chromium	93	4	0.102	0.012	0.100	0.100	0.100	0.104	0.154	0.100	0.200	2001
chromium	97	11	0.044	0.030	0.035	0.035	0.055	0.098	0.190	0.035	0.200	2004
cobalt	74	0	0.069	0.006	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.020	0.070	2001
cobalt	97	0	0.018	0.016	0.004	0.035	0.035	0.035	0.035	0.004	0.035	2004
koper	74	0	0.099	0.009	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.020	0.100	2001
koper	107	4	0.039	0.025	0.035	0.035	0.035	0.035	0.177	0.035	0.230	2004
kwik	71	0	0.005	0.000	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.001	0.005	2001
kwik	97	0	0.001	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	2004
lood	74	2	0.305	0.075	0.300	0.300	0.305	0.310	0.522	0.040	0.880	2001
lood	97	0	0.070	0.000	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	2004
molybdeen	154	133	0.231	0.291	0.180	0.230	0.353	0.504	1.927	0.040	2.190	2001
molybdeen	108	100	0.110	0.071	0.100	0.140	0.200	0.253	0.299	0.018	0.350	2004
nikkel	74	0	0.197	0.021	0.200	0.200	0.200	0.200	0.206	0.020	0.210	2001
nikkel	97	7	0.040	0.020	0.035	0.035	0.035	0.055	0.141	0.035	0.160	2004
seleen	154	95	0.021	0.060	0.012	0.017	0.027	0.032	0.076	0.009	0.750	2001
seleen	108	21	0.005	0.004	0.004	0.004	0.010	0.015	0.024	0.004	0.026	2004
tin	56	7	0.032	0.012	0.030	0.030	0.030	0.040	0.076	0.030	0.120	2001
tin	99	2	0.036	0.007	0.035	0.035	0.035	0.035	0.061	0.035	0.100	2004
vanadium	93	20	0.332	0.089	0.300	0.304	0.436	0.592	0.626	0.140	0.635	2001
vanadium	97	92	0.274	0.183	0.220	0.300	0.568	0.612	0.951	0.050	0.980	2004
zink	78	0	0.677	0.108	0.700	0.700	0.710	0.712	0.732	0.050	0.740	2001
zink	97	2	0.152	0.080	0.140	0.140	0.140	0.140	0.700	0.140	0.700	2004
bromide	56	17	0.89	0.20	0.80	0.90	1.03	1.11	1.74	0.78	2.04	2001
bromide	97	0	0.35	0.00	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	2004
chloride	78	8	109	33	100	100	106	186	248	95	284	2001
chloride	97	97	53	38	43	65	97	126	162	5	210	2004
fluoride	59	32	1.4	0.7	1.1	1.2	2.3	2.4	3.7	1.0	4.6	2001
fluoride	108	44	1.1	0.6	0.7	1.2	1.9	2.3	2.9	0.7	2.9	2004
sulfaat	154	119	498	302	400	496	906	1193	1651	123	1874	2001
sulfaat	108	108	310	173	280	359	563	620	812	45	840	2004
CN-vrij	0											2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2001
CN-complex	0											2004

## Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	14	0	0	0	0	0	0	0	0	43	0	5	0	0	0	0	0	2	6		
	2004	3	0	1	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	X	3	X	0	0	0	0	0	94	0	55	0	99	X	30	1	0	9		
	2004	100	X	1	0	0	0	0	0	0	70	0	9	0	42	0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	14	0	0	X	0	X	X	0	0	0	X	1	0	0	X	0	0	0	17		
	2004	1	0	0	0	0	0	X	0	0	5	0	0	3	X	0	0	0	5			
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	14	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	17		
	2004	3	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	5			



## B12.1.12. E-vliegias

## Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaar
antimoon	72	60	0.035	0.064	0.020	0.029	0.054	0.073	0.276	0.002	0.510	2004
arseen	72	1	0.18	0.08	0.18	0.18	0.18	0.18	0.36	0.18	0.83	2004
barium	72	72	33	19	33	42	57	63	76	0.6	100	2004
cadmium	72	1	0.004	0.003	0.004	0.004	0.004	0.004	0.010	0.004	0.026	2004
chrom	72	69	1.41	1.32	1.10	1.40	3.70	4.10	5.07	0.04	5.50	2004
cobalt	72	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
koper	72	1	0.035	0.002	0.035	0.035	0.035	0.035	0.039	0.035	0.050	2004
kwik	34	0	0.001	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	2004
lood	72	0	0.070	0.000	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	2004
molybdeen	72	72	4.40	1.66	4.10	4.60	6.38	6.79	10.37	2.20	13.00	2004
nikkel	72	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
seleen	72	72	0.156	0.200	0.097	0.140	0.342	0.505	1.100	0.014	1.100	2004
tin	72	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
vanadium	72	68	0.738	1.039	0.375	0.688	1.700	2.445	5.080	0.035	6.500	2004
zink	34	0	0.140	0.000	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	2004
bromide	72	31	1.81	3.07	0.35	2.00	4.72	5.15	17.29	0.35	18.00	2004
chloride	72	72	36	62	5	17	110	150	262	1	290	2004
fluoride	72	72	13.7	5.0	12.5	16.0	21.0	22.0	25.3	3.3	26.0	2004
sulfaat	72	72	880	577	830	1200	1500	1735	2529	8	2600	2004
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2004

## Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2004	26	0	92	X	71	0	0	0	0	100	0	90	0	18	0	14	0	99	32		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2004	99	X	92	X	21	0	0	0	0	100	0	100	0	68	0	38	3	83	44		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2004	7	X	0	X	68	0	X	0	0	0	0	24	0	31	X	0	0	0	68		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2004	28	X	97	0	68	0	0	0	0	0	0	29	0	26	0	0	0	75	68		



## B12.1.14. Fosforslakken (ongebonden)

## Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	5	0	0.014	0.000	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	2004
arseen	5	0	0.18	0.00	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	2004
barium	10	10	1.01	0.23	1.05	1.20	1.20	1.20	1.20	0.54	1.20	2004
cadmium	5	0	0.004	0.000	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	2004
chromium	5	0	0.042	0.016	0.035	0.035	0.056	0.063	0.069	0.035	0.070	2004
cobalt	5	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
koper	5	0	0.042	0.016	0.035	0.035	0.056	0.063	0.069	0.035	0.070	2004
kwik	5	0	0.001	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	2004
lood	5	0	0.070	0.000	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	2004
molybdeen	5	1	0.028	0.024	0.018	0.018	0.050	0.060	0.069	0.018	0.071	2004
nikkel	5	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
seleen	10	6	0.016	0.008	0.015	0.017	0.025	0.027	0.029	0.004	0.029	2004
tin	5	1	0.264	0.398	0.140	0.140	0.638	0.804	0.937	0.035	0.970	2004
vanadium	10	8	0.334	0.420	0.210	0.256	0.474	0.987	1.397	0.070	1.500	2004
zink	5	0	0.140	0.000	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	2004
bromide	10	8	1.15	0.73	0.88	1.51	2.04	2.22	2.36	0.35	2.40	2004
chloride	10	10	332	213	265	461	617	649	674	110	680	2004
fluoride	10	10	39	19	38	42	50	68	82	16	86	2004
sulfaat	10	10	347	175	350	419	559	600	632	54	640	2004
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2004

## Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	10	0	0	20	100	0		
Systeem 4a, 0,5 m, stand still	2004	X	X	0	0	0	0	0	0	0	20	0	80	20	30	0	50	60	100	0		
Systeem 4a, 0,5 m, risico	2004	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	10	X	0	30	0	10		
Systeem 4b, 0,5 m, risico	2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	30	100	10		

## B12.1.15. Fosforslakkenmengsel

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	4	0	0.014	0.000	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	2004
arseen	5	0	0.18	0.00	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	2004
barium	11	11	4.72	1.35	4.30	5.20	5.80	6.80	7.60	2.90	7.80	2004
cadmium	5	0	0.004	0.000	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	2004
chromium	5	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
cobalt	5	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
koper	5	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
kwik	5	0	0.001	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	2004
lood	5	0	0.070	0.000	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	2004
molybdeen	5	1	0.022	0.009	0.018	0.018	0.030	0.034	0.037	0.018	0.038	2004
nikkel	5	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
seleen	5	2	0.011	0.004	0.011	0.013	0.014	0.014	0.014	0.004	0.014	2004
tin	6	2	0.117	0.159	0.060	0.070	0.255	0.348	0.422	0.035	0.440	2004
vanadium	11	10	0.493	0.324	0.480	0.780	0.850	0.895	0.931	0.070	0.940	2004
zink	5	0	0.140	0.000	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	2004
bromide	11	8	1.34	0.95	1.10	1.80	2.00	2.70	3.26	0.35	3.40	2004
chloride	11	11	496	234	420	620	870	875	879	270	880	2004
fluoride	11	11	20	7	18	23	25	32	37	12	38	2004
sulfaat	11	11	90	68	80	94	100	190	262	24	280	2004
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2004	0	0	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	9	36	100	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2004	X	X	100	0	0	0	0	0	0	0	0	40	17	73	0	64	100	100	0		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2004	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	36	X	0	36	0	0		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2004	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0	36	100	0		

## B12.1.16. Grond (gereinigd)

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	44	44	0.288	0.193	0.195	0.283	0.607	0.710	0.746	0.094	0.755	2001
arseen	31	31	0.39	0.88	0.14	0.24	0.60	1.00	3.79	0.02	4.92	2001
barium	3	3	0.42	0.00	0.42	0.42	0.42	0.42	0.42	0.42	0.42	2001
cadmium	334	333	0.006	0.018	0.005	0.005	0.005	0.008	0.015	0.000	0.323	2001
chromium	29	29	0.108	0.126	0.074	0.123	0.166	0.175	0.565	0.014	0.715	2001
cobalt	1	1	0.049		0.049	0.049	0.049	0.049	0.049	0.049	0.049	2001
koper	457	457	0.233	3.044	0.070	0.070	0.130	0.197	0.558	0.002	65.000	2001
kwik	186	185	0.003	0.005	0.004	0.004	0.005	0.005	0.030	0.000	0.040	2001
lood	466	165	0.133	0.271	0.058	0.210	0.210	0.210	1.007	0.001	4.234	2001
molybdeen	0											2001
nikkel	378	377	0.084	0.060	0.057	0.140	0.140	0.140	0.184	0.010	0.578	2001
seleen	0											2001
tin	0											2001
vanadium	0											2001
zink	488	487	0.308	0.371	0.178	0.490	0.490	0.655	2.200	0.001	3.528	2001
bromide	0											2001
chloride	0											2001
fluoride	0											2001
sulfaat	0											2001
CN-vrij	0											2001
CN-complex	0											2001

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	100	6	0	0	3	0	1	2	1		0				0						
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	42	0	8	0	0	1	4	1		0				5						
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	100	13	0	76	3	0	93	0	0		44				83						
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	100	13	0	0	3	0	0	0	0		0				0						

## B12.1.17. Grond (vervuild)

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	0											2001
arseen	66	64	0.23	0.40	0.13	0.19	0.45	0.86	1.76	0.01	2.89	2001
barium	0											2001
cadmium	108	108	0.011	0.041	0.005	0.010	0.010	0.020	0.154	0.000	0.400	2001
chrom	9	9	0.051	0.036	0.060	0.066	0.100	0.100	0.100	0.011	0.100	2001
cobalt	0											2001
koper	168	168	0.224	0.225	0.150	0.252	0.488	0.749	1.079	0.001	1.300	2001
kwik	270	267	0.009	0.054	0.002	0.004	0.010	0.010	0.078	0.000	0.860	2001
lood	165	162	0.318	0.538	0.210	0.291	0.600	1.014	1.935	0.001	5.700	2001
molybdeen	0											2001
nikkel	22	22	0.128	0.061	0.120	0.140	0.200	0.210	0.281	0.012	0.300	2001
seleen	0											2001
tin	0											2001
vanadium	0											2001
zink	205	205	0.635	0.826	0.490	0.530	1.224	1.868	4.683	0.001	7.000	2001
bromide	0											2001
chloride	0											2001
fluoride	0											2001
sulfaat	0											2001
CN-vrij	0											2001
CN-complex	0											2001

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001		6		3	0		13	3	4		0				2						
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001		36		44	0		17	28	3		0				22						
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001		9		52	0		96	0	0		86				97						
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001		11		1	0		0	0	0		0				0						



## B12.1.18. Grond (overig)

## Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	0											2001
arseen	0											2001
barium	0											2001
cadmium	0											2001
chrom	1	1	0.080		0.080	0.080	0.080	0.080	0.080	0.080	0.080	2001
cobalt	0											2001
koper	0											2001
kwik	0											2001
lood	1	0	0.021		0.021	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021	0.021	2001
molybdeen	0											2001
nikkel	1	1	0.055		0.055	0.055	0.055	0.055	0.055	0.055	0.055	2001
seleen	0											2001
tin	0											2001
vanadium	0											2001
zink	0											2001
bromide	10	0	1.14	0.74	0.56	2.00	2.00	2.00	2.00	0.56	2.00	2001
chloride	11	8	527	577	220	485	1570	1595	1615	70	1620	2001
fluoride	0											2001
sulfaat	11	6	491	449	270	540	1200	1350	1470	200	1500	2001
CN-vrij	0											2001
CN-complex	0											2001

## Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001					0				0		0					0	27	18			
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001					0				0		0					X	45	18			
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001					0				0		0					0	36	18			
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001					0				0		0					0	36	18			

## B12.1.19. Hoogovenslakkenmengsel

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaar
antimoon	11	9	0.014	0.006	0.009	0.020	0.020	0.020	0.020	0.009	0.020	2001
antimoon	1	0	0.014		0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	2004
arseen	9	7	0.15	0.12	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.02	0.25	2001
arseen	1	0	0.18		0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	2004
barium	11	11	9.62	2.30	9.40	10.10	12.97	13.19	13.36	6.84	13.40	2001
barium	6	6	6.30	6.93	3.90	5.55	13.15	16.58	19.32	1.80	20.00	2004
cadmium	9	6	0.004	0.002	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.001	0.005	2001
cadmium	1	0	0.004		0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	2004
chromium	9	6	0.032	0.021	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.010	0.050	2001
chromium	1	0	0.035		0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
cobalt	11	8	0.041	0.010	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.030	0.050	2001
cobalt	1	0	0.035		0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
koper	10	7	0.035	0.016	0.035	0.050	0.050	0.050	0.050	0.020	0.050	2001
koper	1	0	0.035		0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
kwik	9	6	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.000	0.002	2001
kwik	1	0	0.001		0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	2004
lood	9	6	0.078	0.026	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.050	0.100	2001
lood	1	0	0.070		0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	2004
molybdeen	10	8	0.024	0.012	0.025	0.029	0.032	0.041	0.048	0.010	0.050	2001
molybdeen	1	0	0.018		0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	0.018	2004
nikkel	9	6	0.050	0.000	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	2001
nikkel	1	0	0.035		0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
seleen	11	8	0.022	0.015	0.020	0.020	0.050	0.050	0.051	0.009	0.051	2001
seleen	1	1	0.054		0.054	0.054	0.054	0.054	0.054	0.054	0.054	2004
tin	11	8	0.109	0.087	0.040	0.200	0.200	0.200	0.200	0.030	0.200	2001
tin	1	0	0.140		0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	2004
vanadium	11	8	0.068	0.033	0.069	0.100	0.100	0.100	0.100	0.020	0.100	2001
vanadium	1	1	0.750		0.750	0.750	0.750	0.750	0.750	0.750	0.750	2004
zink	9	6	0.133	0.079	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.050	0.200	2001
zink	1	0	0.140		0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	2004
bromide	9	6	0.37	0.16	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.20	0.50	2001
bromide	1	0	0.35		0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	2004
chloride	9	9	38	31	30	33	54	87	113	20	120	2001
chloride	6	6	116	65	116	155	185	193	199	37	200	2004
fluoride	11	11	2.4	0.8	2.0	2.3	3.7	3.9	4.1	1.7	4.1	2001
fluoride	1	1	3.2		3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	2004
sulfaat	11	11	255	168	189	359	460	519	566	53	578	2001
sulfaat	6	6	998	758	1175	1400	1700	1850	1970	90	2000	2004
CN-vrij	4	4	0.026	0.008	0.026	0.032	0.033	0.034	0.034	0.018	0.034	2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	4	4	0.019	0.012	0.015	0.022	0.031	0.033	0.035	0.010	0.035	2001
CN-complex	0											2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	18	45	0	0	0	0	0	0	100	25
	2004	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0	0	100	X	0	0	0	0	0	50		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	56	100	0	0	0	0	0	0	0	0	64	0	0	0	0	0	0	0	25	0
	2004	X	X	67	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	100	0	0	0	0	50		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	56	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	56	0	0	0	0	100	100
	2004	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	100	X	0	0	0	67		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	
	2004	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67		

## B12.1.20. Hydraulisch menggranulaat

## Emissiewaarde uit test (mg/ kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaar
antimoon	41	12	0.021	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.093	0.006	0.140	2001
antimoon	36	9	0.012	0.004	0.014	0.014	0.014	0.014	0.023	0.006	0.027	2004
arseen	37	15	0.22	0.07	0.25	0.25	0.25	0.25	0.26	0.07	0.26	2001
arseen	36	8	0.15	0.05	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.01	0.18	2004
barium	57	57	2.49	2.23	2.10	2.75	4.44	4.62	10.63	0.17	15.00	2001
barium	109	109	2.79	8.25	1.10	1.96	5.46	6.99	10.80	0.27	85.00	2004
cadmium	37	9	0.007	0.010	0.005	0.005	0.005	0.014	0.050	0.005	0.050	2001
cadmium	36	8	0.005	0.002	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007		0.007	2004
chromium	44	30	0.073	0.076	0.050	0.052	0.134	0.167	0.367	0.010	0.500	2001
chromium	37	19	0.061	0.043	0.060	0.070	0.086	0.108	0.223	0.023	0.270	2004
cobalt	37	14	0.057	0.014	0.050	0.060	0.070	0.072	0.106	0.049	0.120	2001
cobalt	37	20	0.044	0.021	0.035	0.050	0.074	0.080	0.086	0.007	0.090	2004
koper	59	59	0.276	0.324	0.200	0.290	0.402	0.545	1.439	0.050	2.500	2001
koper	111	110	0.211	0.120	0.180	0.240	0.350	0.480	0.576	0.042	0.700	2004
kwik	37	9	0.002	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.004	0.001	0.004	2001
kwik	36	9	0.001	0.002	0.000	0.000	0.004	0.004	0.006		0.007	2004
lood	43	35	0.128	0.096	0.100	0.100	0.210	0.210	0.510	0.051	0.553	2001
lood	36	9	0.093	0.061	0.070	0.070	0.210	0.210	0.210	0.021	0.210	2004
molybdeen	54	52	0.078	0.043	0.069	0.082	0.128	0.140	0.234	0.024	0.260	2001
molybdeen	97	94	0.090	0.045	0.080	0.110	0.150	0.182	0.193	0.014	0.260	2004
nikkel	37	33	0.073	0.040	0.060	0.070	0.116	0.152	0.206	0.025	0.210	2001
nikkel	36	21	0.072	0.044	0.060	0.100	0.140	0.140	0.140	0.014	0.140	2004
seleen	37	4	0.021	0.004	0.020	0.020	0.020	0.035	0.035	0.020	0.035	2001
seleen	36	9	0.012	0.002	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.006	0.014	2004
tin	37	4	0.165	0.063	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.014	0.200	2001
tin	36	8	0.083	0.056	0.070	0.140	0.140	0.140	0.140	0.010	0.140	2004
vanadium	47	22	0.222	0.263	0.100	0.200	0.500	0.594	1.232	0.100	1.600	2001
vanadium	43	27	0.202	0.199	0.110	0.210	0.518	0.575	0.765	0.020	0.790	2004
zink	37	3	0.216	0.066	0.200	0.200	0.200	0.258	0.490	0.200	0.490	2001
zink	37	8	0.151	0.107	0.140	0.140	0.140	0.490	0.490	0.050	0.490	2004
bromide	41	17	0.67	0.44	0.50	0.51	1.10	1.80	2.24	0.35	2.40	2001
bromide	55	29	0.54	0.28	0.56	0.56	0.63	0.99	1.61	0.35	2.10	2004
chloride	47	47	151	75	130	179	229	297	378	23	410	2001
chloride	59	59	148	66	140	165	203	220	378	3	490	2004
fluoride	40	40	2.2	0.8	2.0	2.8	2.8	3.3	4.1	0.7	4.5	2001
fluoride	48	46	2.4	0.9	2.5	2.9	3.2	3.9	4.7	0.7	5.0	2004
sulfaat	70	69	340	406	165	339	807	956	1955	1	2300	2001
sulfaat	143	143	415	609	330	438	560	876	1100	21	7200	2004
CN-vrij	0											2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2001
CN-complex	0											2004

## Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 0.5 m	2001	2	0	2	5	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3		
	2004	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	78	33	8	0	0	20	0	0	54	0	100	0	21	0	12	9	0	6		
	2004	100	67	27	56	0	0	9	3	0	62	0	67	0	23	0	7	3	0	4		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	2	0	0	100	0	24	100	0	0	41	0	0	4	100	0	0	0	0	20		
	2004	0	0	0	72	0	19	100	0	0	44	0	0	5	78	0	2	0	0	14		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	2	0	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	20		
	2004	0	0	46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	14		

## B12.1.21. Kleikorrels

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	0											2001
arseen	9	9	0.44	0.14	0.42	0.49	0.58	0.64	0.69	0.25	0.70	2001
barium	9	9	0.12	0.08	0.10	0.10	0.15	0.24	0.31	0.05	0.33	2001
cadmium	0											2001
chrom	0											2001
cobalt	0											2001
koper	0											2001
kwik	0											2001
lood	0											2001
molybdeen	0											2001
nikkel	0											2001
seleen	0											2001
tin	0											2001
vanadium	12	12	0.781	0.379	0.630	0.750	1.138	1.448	1.730	0.370	1.800	2001
zink	0											2001
bromide	0											2001
chloride	9	9	6	4	7	10	10	10	10	2	10	2001
fluoride	19	19	8.3	2.0	8.3	9.0	11.0	11.3	11.9	4.9	12.0	2001
sulfaat	19	19	710	161	705	818	923	947	961	402	964	2001
CN-vrij	0											2001
CN-complex	0											2001

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	0	0												8			0	100	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	0												100			0	32	5		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	22	0												42			0	0	68		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	33	0												25			0	26	68		

## B12.1.22. Lavasteen

## Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	10	0	0.007	0.002	0.006	0.006	0.009	0.009	0.010	0.005	0.010	2001
antimoon	10	0	0.014	0.000	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	2004
arseen	10	1	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.01	0.02	2001
arseen	10	0	0.18	0.00	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	2004
barium	10	2	0.07	0.03	0.07	0.07	0.10	0.12	0.13	0.02	0.14	2001
barium	10	2	0.11	0.06	0.11	0.13	0.16	0.18	0.20	0.04	0.20	2004
cadmium	10	0	0.001	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	2001
cadmium	10	0	0.007	0.000	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	2004
chromium	10	6	0.014	0.004	0.015	0.015	0.020	0.020	0.020	0.007	0.020	2001
chromium	10	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
cobalt	10	0	0.022	0.003	0.021	0.021	0.022	0.026	0.029	0.020	0.030	2001
cobalt	10	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
koper	9	0	0.017	0.005	0.014	0.019	0.021	0.024	0.027	0.014	0.027	2001
koper	10	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
kwik	10	0	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.000	0.002	2001
kwik	10	0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	2004
lood	10	0	0.039	0.007	0.035	0.040	0.050	0.050	0.050	0.035	0.050	2001
lood	10	0	0.070	0.000	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	2004
molybdeen	10	3	0.015	0.008	0.011	0.015	0.030	0.030	0.030	0.009	0.030	2001
molybdeen	10	2	0.023	0.004	0.021	0.021	0.030	0.030	0.030	0.021	0.030	2004
nikkel	10	0	0.031	0.012	0.035	0.035	0.037	0.043	0.049	0.010	0.050	2001
nikkel	10	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
seleen	10	0	0.009	0.005	0.006	0.007	0.015	0.017	0.019	0.006	0.020	2001
seleen	10	0	0.014	0.000	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	2004
tin	11	0	0.039	0.031	0.030	0.031	0.100	0.100	0.100	0.021	0.100	2001
tin	10	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
vanadium	11	11	0.531	0.128	0.499	0.533	0.654	0.752	0.830	0.395	0.850	2001
vanadium	10	10	0.976	0.786	0.630	0.781	2.410	2.455	2.491	0.450	2.500	2004
zink	9	0	0.033	0.009	0.035	0.035	0.038	0.044	0.049	0.020	0.050	2001
zink	10	1	0.148	0.025	0.140	0.140	0.148	0.184	0.213	0.140	0.220	2004
bromide	10	1	0.23	0.15	0.14	0.21	0.50	0.50	0.50	0.14	0.50	2001
bromide	10	0	0.35	0.00	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	2004
chloride	10	10	8	4	7	11	12	13	14	3	14	2001
chloride	10	10	8	3	9	10	11	11	11	2	11	2004
fluoride	11	11	4.3	1.6	4.1	5.1	5.8	6.7	7.3	2.3	7.5	2001
fluoride	10	10	6.5	5.4	3.5	7.5	15.2	16.1	16.8	2.2	17.0	2004
sulfaat	10	10	21	11	17	24	37	39	40	10	40	2001
sulfaat	10	10	61	72	39	66	99	174	235	11	250	2004
CN-vrij	3	0	0.008	0.002	0.007	0.008	0.010	0.010	0.010	0.007	0.010	2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	3	1	0.008	0.002	0.007	0.008	0.009	0.010	0.010	0.007	0.010	2001
CN-complex	0											2004

## Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	0	X	0
	2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	40	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X	0	100	0	0	0	0	0	0	0
	2004	X	X	0	X	0	0	0	0	0	0	0	X	0	100	0	0	0	20	0		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	X	100
	2004	0	0	0	X	0	0	X	0	0	0	0	0	0	40	100	0	0	0	0		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	X	0
	2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	20	0		





## B12.1.25. Menggranulaat

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	340	5	0.020	0.005	0.020	0.020	0.020	0.020	0.021	0.020	0.110	2001
antimoon	517	8	0.013	0.007	0.014	0.014	0.014	0.014	0.038	0.001	0.080	2004
arseen	340	1	0.25	0.00	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	2001
arseen	439	1	0.14	0.06	0.18	0.18	0.18	0.18	0.20	0.01	0.20	2004
barium	463	462	1.30	1.36	0.89	1.38	2.80	3.79	5.58	0.05	18.00	2001
barium	1985	1981	1.66	3.39	1.00	1.60	3.60	5.09	8.42	0.04	122.00	2004
cadmium	333	2	0.005	0.000	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	2001
cadmium	441	3	0.005	0.002	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007		0.021	2004
chromium	368	262	0.115	0.117	0.086	0.130	0.203	0.250	0.480	0.030	1.600	2001
chromium	643	458	0.109	0.122	0.070	0.110	0.210	0.309	0.700	0.007	1.000	2004
cobalt	340	38	0.051	0.007	0.050	0.050	0.050	0.056	0.077	0.030	0.120	2001
cobalt	527	59	0.063	0.085	0.035	0.040	0.104	0.280	0.410	0.007	0.590	2004
koper	449	426	0.206	0.132	0.180	0.240	0.360	0.460	0.690	0.050	0.840	2001
koper	1321	1253	0.227	0.155	0.200	0.250	0.370	0.460	0.756	0.021	3.110	2004
kwik	334	2	0.002	0.000	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	2001
kwik	446	3	0.003	0.029	0.000	0.000	0.003	0.004	0.008		0.540	2004
lood	340	26	0.110	0.067	0.100	0.100	0.100	0.132	0.256	0.098	1.200	2001
lood	446	34	0.092	0.323	0.070	0.070	0.145	0.210	0.210	0.020	6.810	2004
molybdeen	437	424	0.084	0.055	0.078	0.092	0.120	0.160	0.266	0.007	0.660	2001
molybdeen	1186	1151	0.089	0.128	0.070	0.090	0.140	0.180	0.463	0.014	2.200	2004
nikkel	342	149	0.065	0.029	0.050	0.060	0.100	0.115	0.182	0.041	0.300	2001
nikkel	472	206	0.070	0.048	0.060	0.080	0.130	0.140	0.162	0.010	0.690	2004
seleen	333	3	0.020	0.001	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.035	2001
seleen	463	4	0.013	0.004	0.014	0.014	0.014	0.014	0.026	0.006	0.035	2004
tin	331	3	0.200	0.004	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.280	2001
tin	437	4	0.096	0.052	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.010	0.140	2004
vanadium	348	120	0.130	0.074	0.100	0.110	0.210	0.250	0.335	0.072	0.900	2001
vanadium	665	229	0.151	0.164	0.070	0.170	0.290	0.400	0.832	0.007	2.030	2004
zink	331	6	0.203	0.028	0.200	0.200	0.200	0.200	0.265	0.200	0.490	2001
zink	453	8	0.164	0.113	0.140	0.140	0.274	0.490	0.490	0.007	0.700	2004
bromide	364	68	0.56	0.34	0.50	0.50	0.70	1.00	2.44	0.05	2.90	2001
bromide	757	141	0.75	2.16	0.50	0.56	1.20	1.80	3.34	0.04	52.00	2004
chloride	407	407	136	78	120	150	210	250	448	19	770	2001
chloride	1152	1152	142	105	130	160	230	280	395	4	2398	2004
fluoride	394	393	3.0	2.9	2.6	3.1	4.1	5.3	8.7	0.3	53.0	2001
fluoride	618	616	3.3	8.6	2.6	3.1	4.3	5.1	9.8	0.7	210.2	2004
sulfaat	536	535	561	1022	340	518	1050	1525	2865	19	14000	2001
sulfaat	3057	3051	565	820	349	540	1200	1600	4242	20	12000	2004
CN-vrij	0											2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2001
CN-complex	0											2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 0.5 m	2001	X	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	9		
	2004	X	0	1	0	0	1	0	X	0	2	0	0	0	0	0	1	0	1	11		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	X	X	11	0	0	0	11	0	0	65	0	X	X	7	0	6	6	1	12		
	2004	X	X	16	X	0	9	12	X	0	56	0	X	0	13	0	16	8	1	14		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	X	0	0	X	1	4	100	0	0	0	24	0	0	1	X	0	1	0	24		
	2004	X	0	0	X	1	17	100	0	0	0	45	0	0	2	X	0	1	0	24		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	X	0	21	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	24		
	2004	X	0	30	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	24		



## B12.1.26. Metselwerkgranulaat

## Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaar
antimoon	27	2	0.019	0.004	0.020	0.020	0.020	0.020	0.030	0.010	0.034	2001
antimoon	7	0	0.014	0.000	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	2004
arseen	22	0	0.23	0.05	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.13	0.25	2001
arseen	7	0	0.18	0.00	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	2004
barium	28	28	0.46	0.31	0.41	0.62	0.78	0.92	1.17	0.07	1.23	2001
barium	16	16	0.68	0.56	0.51	0.65	1.48	2.00	2.00	0.21	2.00	2004
cadmium	22	0	0.005	0.001	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.003	0.005	2001
cadmium	7	0	0.005	0.003	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.000	0.007	2004
chromium	22	15	0.108	0.069	0.089	0.120	0.194	0.219	0.307	0.050	0.330	2001
chromium	16	15	0.115	0.051	0.120	0.125	0.190	0.195	0.207	0.035	0.210	2004
cobalt	24	4	0.063	0.048	0.050	0.050	0.051	0.195	0.220	0.030	0.220	2001
cobalt	7	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
koper	26	25	0.198	0.133	0.180	0.210	0.375	0.380	0.560	0.040	0.620	2001
koper	10	8	0.082	0.044	0.080	0.086	0.134	0.152	0.166	0.035	0.170	2004
kwik	22	1	0.002	0.000	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.002	0.003	2001
kwik	7	0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000			2004
lood	22	1	0.097	0.013	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.040	0.100	2001
lood	7	0	0.070	0.000	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	2004
molybdeen	31	27	0.069	0.034	0.061	0.080	0.110	0.130	0.140	0.020	0.140	2001
molybdeen	10	10	0.063	0.090	0.035	0.040	0.068	0.194	0.295	0.030	0.320	2004
nikkel	22	11	0.074	0.030	0.052	0.094	0.110	0.129	0.130	0.050	0.130	2001
nikkel	7	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
seleen	22	0	0.020	0.000	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	2001
seleen	7	0	0.014	0.000	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	2004
tin	20	0	0.185	0.037	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.100	0.200	2001
tin	7	0	0.110	0.037	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.070	0.140	2004
vanadium	26	23	0.236	0.166	0.215	0.295	0.425	0.445	0.698	0.035	0.780	2001
vanadium	7	4	0.159	0.100	0.130	0.208	0.288	0.294	0.299	0.070	0.300	2004
zink	22	1	0.205	0.072	0.200	0.200	0.200	0.200	0.437	0.100	0.500	2001
zink	7	0	0.140	0.000	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	2004
bromide	27	7	0.83	0.83	0.50	0.50	1.54	1.95	3.73	0.25	4.30	2001
bromide	13	0	0.35	0.00	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	2004
chloride	36	36	144	87	130	165	219	258	434	12	485	2001
chloride	7	7	114	27	120	132	140	140	140	69	140	2004
fluoride	27	27	2.7	1.3	2.3	3.2	4.6	4.8	5.7	0.7	6.0	2001
fluoride	7	7	2.1	0.4	2.0	2.2	2.6	2.7	2.8	1.6	2.8	2004
sulfaat	50	50	1237	1830	650	1000	1814	6043	8071	151	9499	2001
sulfaat	7	7	428	253	440	538	718	738	755	73	759	2004
CN-vrij	0											2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2001
CN-complex	0											2004

## Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 0.5 m	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	20		
	2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	X	0	0	0	8	19	0	0	55	0	X	0	38	0	26	6	0	38		
	2004	X	X	0	X	0	0	0	0	0	10	0	X	0	29	0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	X	0	8	100	0	0	41	0	0	4	X	0	3	0	0	50		
	2004	0	0	0	X	0	0	100	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	29		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	3	0	0	50		
	2004	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29		

## B12.1.27. Mijnssteen

## Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	9	9	0.162	0.108	0.120	0.176	0.324	0.342	0.356	0.054	0.360	2001
antimoon	8	8	0.080	0.021	0.080	0.090	0.103	0.107	0.109	0.050	0.110	2004
arseen	9	5	1.04	1.46	0.35	0.54	3.22	3.66	4.01	0.18	4.10	2001
arseen	8	8	0.57	0.22	0.50	0.55	0.85	0.93	0.99	0.35	1.00	2004
barium	7	6	0.19	0.13	0.12	0.22	0.36	0.39	0.42	0.07	0.43	2001
barium	8	8	0.23	0.14	0.22	0.34	0.40	0.40	0.40	0.05	0.40	2004
cadmium	7	0	0.004	0.002	0.004	0.004	0.007	0.008	0.009	0.004	0.009	2001
cadmium	8	0	0.007	0.000	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	2004
chromium	9	2	0.050	0.046	0.035	0.044	0.081	0.124	0.159	0.015	0.168	2001
chromium	8	2	0.041	0.012	0.035	0.035	0.060	0.060	0.060	0.035	0.060	2004
cobalt	7	0	0.037	0.006	0.035	0.035	0.041	0.046	0.049	0.035	0.050	2001
cobalt	8	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
koper	9	2	0.038	0.016	0.035	0.035	0.055	0.064	0.071	0.020	0.073	2001
koper	8	1	0.041	0.016	0.035	0.035	0.049	0.064	0.077	0.035	0.080	2004
kwik	7	0	0.001	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	2001
kwik	8	1	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	2004
lood	7	0	0.074	0.011	0.070	0.070	0.082	0.091	0.098	0.070	0.100	2001
lood	8	0	0.070	0.000	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	0.070	2004
molybdeen	9	8	0.167	0.158	0.099	0.162	0.431	0.433	0.435	0.018	0.435	2001
molybdeen	8	8	0.096	0.033	0.095	0.119	0.133	0.137	0.139	0.050	0.140	2004
nikkel	7	0	0.037	0.006	0.035	0.035	0.041	0.046	0.049	0.035	0.050	2001
nikkel	8	0	0.035	0.000	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	2004
seleen	9	8	0.054	0.035	0.045	0.057	0.082	0.111	0.134	0.025	0.140	2001
seleen	8	8	0.045	0.024	0.040	0.058	0.069	0.080	0.088	0.020	0.090	2004
tin	9	2	0.138	0.029	0.140	0.140	0.152	0.176	0.195	0.100	0.200	2001
tin	8	0	0.140	0.000	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	2004
vanadium	9	6	0.160	0.113	0.115	0.190	0.324	0.342	0.356	0.060	0.360	2001
vanadium	8	8	0.231	0.086	0.235	0.267	0.340	0.340	0.340	0.100	0.340	2004
zink	7	0	0.154	0.024	0.140	0.147	0.185	0.193	0.199	0.140	0.200	2001
zink	8	0	0.140	0.000	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	2004
bromide	9	5	0.77	0.54	0.53	0.74	1.11	1.63	2.05	0.50	2.15	2001
bromide	8	5	1.22	0.76	1.50	1.89	1.90	1.90	1.90	0.35	1.90	2004
chloride	9	9	279	153	265	347	459	497	527	49	535	2001
chloride	8	8	449	432	407	813	874	937	987	40	1000	2004
fluoride	9	9	5.5	1.5	5.1	6.6	7.3	7.4	7.5	3.7	7.6	2001
fluoride	8	8	7.0	2.9	6.2	6.8	9.2	11.6	13.5	5.1	14.0	2004
sulfaat	9	9	105	57	121	150	161	163	165	21	165	2001
sulfaat	8	8	133	72	140	169	216	223	229	22	230	2004
CN-vrij	0											2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2001
CN-complex	0											2004

## Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	100	22	0	0	0	0	0	0	0	33	0	67	78	0	0	0	11	67	0		
	2004	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	63	X	0	0	0	50	100	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	100	0	X	0	0	0	0	0	78	0	100	0	22	0	11	56	0	0		
	2004	100	100	0	X	0	0	0	0	0	88	0	100	0	50	0	63	50	13	0		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	89	33	0	X	0	0	78	0	0	0	0	0	0	0	X	0	11	0	0		
	2004	50	38	0	X	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	X	0	50	0	0		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	100	44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0		
	2004	100	63	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	13	0		



## B12.1.29. Pleisterwerk

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	20	0	0.009	0.000	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	0.009	2004
arseen	20	1	0.05	0.06	0.02	0.02	0.19	0.19	0.19	0.02	0.19	2004
barium	20	20	12.74	15.67	8.10	13.62	24.16	48.74	58.39	0.10	60.80	2004
cadmium	20	1	0.003	0.002	0.001	0.003	0.007	0.007	0.007	0.001	0.007	2004
chrom	20	20	0.363	0.634	0.100	0.330	0.640	1.925	2.305	0.010	2.400	2004
cobalt	20	1	0.047	0.041	0.030	0.033	0.070	0.077	0.183	0.030	0.210	2004
koper	20	5	0.116	0.167	0.055	0.100	0.244	0.388	0.654	0.020	0.720	2004
kwik	20	0	0.001	0.002	0.000	0.000	0.005	0.005	0.005	0.000	0.005	2004
lood	20	3	0.057	0.056	0.040	0.050	0.137	0.201	0.208	0.010	0.210	2004
molybdeen	20	3	0.107	0.085	0.050	0.148	0.224	0.262	0.292	0.048	0.300	2004
nikkel	20	0	0.091	0.088	0.050	0.060	0.290	0.291	0.298	0.048	0.300	2004
seleen	20	0	0.009	0.001	0.009	0.009	0.009	0.011	0.011	0.009	0.011	2004
tin	20	2	0.031	0.009	0.030	0.030	0.032	0.051	0.058	0.019	0.060	2004
vanadium	20	6	0.097	0.124	0.025	0.066	0.290	0.296	0.379	0.020	0.400	2004
zink	20	2	0.895	2.107	0.105	0.334	1.280	6.550	7.310	0.050	7.500	2004
bromide	20	20	2.00	5.65	0.56	0.80	1.93	4.24	21.49	0.10	25.80	2004
chloride	20	20	83	48	76	95	170	177	190	13	193	2004
fluoride	20	20	2.2	1.6	1.6	2.8	4.8	5.1	5.1	0.5	5.1	2004
sulfaat	20	20	157	157	80	227	288	307	590	24	661	2004
CN-vrij	0	n										2004
CN-complex	0	n										2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 0,5 m	2004	0	0	50	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	5	0	0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, stand still	2004	X	X	80	X	10	5	10	0	0	35	0	0	0	20	10	25	0	0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, risico	2004	0	0	0	X	10	X	70	0	0	0	X	0	0	0	60	5	0	0	5		
Systeem 4b, 0,5 m, risico	2004	0	0	85	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	5	0	0	5		

## B12.1.30. Puin

## Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	20	0	0.015	0.007	0.017	0.018	0.022	0.025	0.031	0.006	0.032	2001
arseen	20	8	0.12	0.05	0.14	0.14	0.17	0.18	0.18	0.02	0.19	2001
barium	20	4	0.81	1.16	0.42	0.42	1.77	2.16	4.72	0.42	5.36	2001
cadmium	20	0	0.004	0.002	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.001	0.005	2001
chromium	20	14	0.196	0.429	0.112	0.126	0.152	0.247	1.658	0.033	2.011	2001
cobalt	20	0	0.044	0.012	0.049	0.049	0.049	0.049	0.049	0.002	0.049	2001
koper	20	10	0.075	0.019	0.070	0.080	0.098	0.107	0.112	0.034	0.113	2001
kwik	16	0	0.004	0.000	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	2001
lood	20	0	0.177	0.067	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.035	0.210	2001
molybdeen	20	10	0.107	0.055	0.104	0.114	0.137	0.146	0.280	0.047	0.313	2001
nikkel	20	0	0.121	0.039	0.140	0.140	0.140	0.140	0.140	0.035	0.140	2001
seleen	20	0	0.006	0.001	0.006	0.006	0.009	0.009	0.009	0.006	0.009	2001
tin	20	0	0.017	0.006	0.014	0.014	0.030	0.030	0.030	0.014	0.030	2001
vanadium	20	20	0.368	0.217	0.313	0.468	0.604	0.725	0.837	0.034	0.865	2001
zink	20	1	0.401	0.182	0.490	0.490	0.490	0.490	0.490	0.035	0.490	2001
bromide	20	20	2.17	1.96	1.45	1.99	4.56	5.26	7.69	0.60	8.30	2001
chloride	20	20	252	201	178	240	512	636	810	70	854	2001
fluoride	20	20	5.3	2.1	5.5	6.1	8.0	8.4	8.6	1.0	8.6	2001
sulfaat	20	20	740	460	845	895	1270	1490	1634	152	1670	2001
CN-vrij	0	n										2001
CN-complex	0	n										2001

## Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	20	10	65	20		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	X	10	5	0	5	0	0	0	0	95	0	0	0	65	0	75	30	0	25		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	X	5	0	100	0	0	0	X	0	0	10	X	0	15	0	65		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	X	0	15	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	15	0	65		

## B12.1.31. Sorteerzeefzand (gereinigd)

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	5	5	0.171	0.077	0.139	0.157	0.248	0.277	0.300	0.123	0.306	2001
arseen	5	5	0.04	0.02	0.03	0.05	0.05	0.05	0.05	0.02	0.05	2001
barium	5	5	0.24	0.12	0.29	0.29	0.31	0.32	0.32	0.03	0.32	2001
cadmium	5	5	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.001	0.002	2001
chrom	5	5	0.014	0.001	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.012	0.015	2001
cobalt	5	0	0.030	0.000	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	2001
koper	5	5	0.110	0.032	0.114	0.129	0.140	0.142	0.144	0.065	0.144	2001
kwik	5	0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	2001
lood	5	5	0.074	0.042	0.054	0.065	0.116	0.132	0.145	0.050	0.148	2001
molybdeen	5	5	0.220	0.063	0.235	0.261	0.280	0.284	0.287	0.142	0.288	2001
nikkel	5	5	0.214	0.039	0.227	0.240	0.246	0.247	0.248	0.155	0.248	2001
seleen	19	19	0.008	0.008	0.006	0.009	0.017	0.025	0.031	0.002	0.033	2001
tin	5	0	0.030	0.000	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	2001
vanadium	5	5	0.073	0.038	0.061	0.088	0.115	0.122	0.128	0.035	0.129	2001
zink	5	5	0.422	0.203	0.382	0.564	0.634	0.642	0.648	0.177	0.650	2001
bromide	5	5	14.06	2.97	13.20	14.88	17.28	17.94	18.47	11.30	18.60	2001
chloride	5	5	406	85	418	424	489	510	527	322	531	2001
fluoride	5	5	10.3	1.3	10.3	10.5	11.5	11.9	12.1	8.7	12.2	2001
sulfaat	23	23	12801	2287	13700	14100	14660	14790	14878	4820	14900	2001
CN-vrij	0											2001
CN-complex	0											2001

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	100	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	100	20	100	100		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	26	0	0	0	100	100	80	100		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	100	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	100	0	20	0	100		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	80	100		

## B12.1.32. Steenslag

## Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	24	2	0.007	0.003	0.006	0.006	0.010	0.013	0.016	0.006	0.017	2001
antimoon	37	2	0.014	0.002	0.014	0.014	0.014	0.015	0.020	0.004	0.020	2004
arseen	24	4	0.02	0.01	0.02	0.02	0.02	0.03	0.05	0.01	0.06	2001
arseen	30	2	0.14	0.10	0.18	0.18	0.18	0.19	0.42	0.01	0.49	2004
barium	24	1	0.08	0.03	0.07	0.07	0.07	0.07	0.19	0.07	0.22	2001
barium	31	3	0.16	0.19	0.07	0.14	0.38	0.56	0.83	0.04	0.85	2004
cadmium	24	0	0.001	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.002	2001
cadmium	29	0	0.005	0.003	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.000	0.007	2004
chromium	24	3	0.013	0.021	0.007	0.009	0.014	0.023	0.091	0.007	0.111	2001
chromium	29	1	0.030	0.016	0.035	0.035	0.035	0.036	0.074	0.007	0.090	2004
cobalt	24	0	0.021	0.002	0.021	0.021	0.021	0.021	0.028	0.021	0.030	2001
cobalt	31	4	0.095	0.287	0.035	0.035	0.035	0.320	1.288	0.015	1.800	2004
koper	24	1	0.016	0.005	0.014	0.014	0.018	0.027	0.031	0.014	0.032	2001
koper	29	0	0.030	0.010	0.035	0.035	0.035	0.036	0.043	0.010	0.045	2004
kwik	24	0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	2001
kwik	29	0	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	2004
lood	24	0	0.036	0.003	0.035	0.035	0.035	0.035	0.047	0.035	0.050	2001
lood	29	0	0.060	0.017	0.070	0.070	0.070	0.070	0.074	0.025	0.077	2004
molybdeen	24	1	0.011	0.007	0.007	0.012	0.021	0.021	0.025	0.007	0.026	2001
molybdeen	42	17	0.036	0.022	0.021	0.040	0.069	0.080	0.096	0.005	0.100	2004
nikkel	24	0	0.036	0.003	0.035	0.035	0.035	0.035	0.047	0.035	0.050	2001
nikkel	29	2	0.036	0.007	0.035	0.035	0.035	0.038	0.066	0.025	0.070	2004
seleen	24	0	0.006	0.001	0.006	0.006	0.006	0.006	0.008	0.004	0.009	2001
seleen	29	0	0.012	0.004	0.014	0.014	0.014	0.014	0.022	0.001	0.025	2004
tin	24	0	0.021	0.002	0.021	0.021	0.021	0.021	0.028	0.021	0.030	2001
tin	29	0	0.053	0.030	0.035	0.070	0.073	0.096	0.140	0.010	0.140	2004
vanadium	24	17	0.047	0.024	0.054	0.063	0.074	0.076	0.077	0.014	0.078	2001
vanadium	26	6	0.067	0.041	0.070	0.070	0.107	0.148	0.198	0.014	0.210	2004
zink	24	1	0.040	0.018	0.035	0.035	0.035	0.074	0.106	0.035	0.114	2001
zink	29	1	0.112	0.050	0.140	0.140	0.140	0.141	0.183	0.025	0.200	2004
bromide	24	0	0.14	0.01	0.14	0.14	0.14	0.18	0.20	0.14	0.20	2001
bromide	29	1	0.30	0.09	0.35	0.35	0.35	0.35	0.40	0.14	0.41	2004
chloride	24	22	8	4	8	11	13	15	15	2	16	2001
chloride	29	29	10	8	9	14	23	27	28	1	28	2004
fluoride	24	24	1.9	0.8	2.0	2.2	2.5	3.1	4.2	0.8	4.5	2001
fluoride	55	6	7.1	5.8	5.9	10.7	15.0	17.2	20.3	0.7	23.2	2004
sulfaat	24	24	35	71	12	15	55	231	263	2	265	2001
sulfaat	41	41	520	965	51	232	2200	2687	3500	7	3707	2004
CN-vrij	17	0	0.007	0.000	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	17	0	0.007	0.000	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	2001
CN-complex	0											2004

## Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	2004	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	59	17	
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	2004	100	X	0	X	0	7	0	0	0	13	0	X	0	0	0	0	0	0	35	17	
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0		
	2004	0	0	0	X	0	10	X	0	0	0	3	0	0	0	X	0	0	0	0	17	
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	2004	0	X	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	17	

## B12.1.33. Thermisch gereinigd TAG

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	74	74	0.084	0.032	0.081	0.101	0.126	0.132	0.156	0.023	0.165	2001
antimoon	18	18	0.063	0.030	0.060	0.085	0.093	0.105	0.118	0.020	0.121	2004
arseen	0											2001
arseen	18	17	0.16	0.02	0.16	0.18	0.18	0.18	0.19	0.14	0.19	2004
barium	0											2001
barium	19	18	0.49	0.07	0.54	0.54	0.54	0.57	0.65	0.42	0.67	2004
cadmium	0											2001
cadmium	19	18	0.006	0.001	0.005	0.006	0.006	0.006	0.007	0.005	0.007	2004
chromium	0											2001
chromium	18	17	0.126	0.193	0.080	0.090	0.099	0.229	0.763	0.070	0.896	2004
cobalt	0											2001
cobalt	18	17	0.087	0.135	0.056	0.063	0.064	0.150	0.532	0.049	0.627	2004
koper	0											2001
koper	19	19	0.080	0.010	0.080	0.090	0.090	0.090	0.093	0.070	0.094	2004
kwik	0											2001
kwik	18	18	0.004	0.001	0.004	0.005	0.005	0.005	0.005	0.000	0.005	2004
lood	0											2001
lood	19	18	0.239	0.031	0.210	0.269	0.269	0.270	0.279	0.210	0.281	2004
molybdeen	74	74	0.109	0.045	0.107	0.120	0.150	0.175	0.267	0.010	0.294	2001
molybdeen	18	18	0.108	0.053	0.103	0.137	0.163	0.181	0.231	0.045	0.243	2004
nikkel	0											2001
nikkel	19	18	0.152	0.039	0.140	0.179	0.179	0.180	0.186	0.014	0.188	2004
seleen	0											2001
seleen	18	18	0.008	0.003	0.007	0.008	0.010	0.012	0.016	0.006	0.017	2004
tin	0											2001
tin	18	17	0.015	0.004	0.014	0.018	0.018	0.018	0.019	0.002	0.019	2004
vanadium	74	74	0.837	0.450	0.705	0.881	1.483	2.000	2.130	0.210	2.320	2001
vanadium	18	18	1.081	0.363	1.003	1.256	1.644	1.669	1.678	0.572	1.680	2004
zink	0											2001
zink	19	18	0.557	0.072	0.490	0.627	0.627	0.630	0.651	0.490	0.657	2004
bromide	0											2001
bromide	18	18	0.99	1.07	0.72	0.72	1.40	2.75	4.45	0.07	4.87	2004
chloride	0											2001
chloride	19	18	93	51	90	92	110	134	249	1	278	2004
fluoride	74	74	9.2	2.9	9.0	10.5	13.4	14.0	15.5	3.5	17.0	2001
fluoride	18	18	7.6	2.1	8.1	8.6	9.7	9.9	10.3	2.9	10.4	2004
sulfaat	74	74	952	393	897	1167	1490	1645	1847	310	2063	2001
sulfaat	18	18	776	499	575	975	1252	1700	2114	269	2218	2004
CN-vrij	0											2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2001
CN-complex	0											2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	95									4				12				93	36		
	2004	83	0	0	0	6	6	0	0	0	6	0	0	0	33	0	6	0	89	11		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100									89				99				46	47		
	2004	100	50	0	47	0	6	0	0	0	67	0	6	0	100	0	17	5	22	33		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	69									0				53				0	76		
	2004	44	0	0	100	6	11	100	0	0	0	95	0	0	89	100	0	0	0	44		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	99									0				42				43	74		
	2004	83	0	0	0	6	6	0	0	0	0	0	0	0	89	0	0	0	22	44		



## B12.1.34. Zeefzand (brekerzand)

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	6	6	0.030	0.024	0.020	0.020	0.050	0.065	0.077	0.020	0.080	2001
arseen	4	0	0.25	0.00	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	2001
barium	9	9	0.28	0.11	0.29	0.36	0.40	0.41	0.43	0.13	0.43	2001
cadmium	4	0	0.005	0.000	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	2001
chromium	4	3	0.083	0.032	0.080	0.099	0.113	0.117	0.119	0.050	0.120	2001
cobalt	4	0	0.050	0.000	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	2001
koper	4	4	0.385	0.122	0.385	0.431	0.497	0.514	0.527	0.240	0.530	2001
kwik	4	0	0.002	0.000	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	2001
lood	4	0	0.100	0.000	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	2001
molybdeen	9	9	0.076	0.025	0.080	0.088	0.099	0.110	0.118	0.043	0.120	2001
nikkel	4	4	0.105	0.031	0.115	0.121	0.127	0.129	0.130	0.060	0.130	2001
seleen	4	0	0.050	0.000	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	2001
tin	4	0	0.200	0.000	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	2001
vanadium	4	4	0.355	0.311	0.235	0.351	0.657	0.734	0.795	0.140	0.810	2001
zink	4	0	0.200	0.000	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	2001
bromide	9	5	0.90	0.69	0.50	1.00	1.68	2.04	2.33	0.20	2.40	2001
chloride	9	9	119	70	130	149	176	212	241	12	248	2001
fluoride	11	11	4.6	3.1	2.8	4.2	9.6	9.8	9.9	2.0	9.9	2001
sulfaat	49	49	4308	2872	4400	5900	7620	9100	10137	25	10300	2001
CN-vrij	0											2001
CN-complex	0											2001

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	17	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	X	X	0	0	0	0	27	76		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	X	0	0	0	0	50	0	0	78	0	X	0	50	0	44	11	18	76		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	17	0	0	X	0	0	100	0	0	0	75	0	0	25	X	0	0	0	86		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	18	86		

## B12.1.35. Zeefzand (overig)

### Emissiewaarde uit test (mg/kg, L/S10)

	Aantal	n>LOD	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	13	4	0.025	0.009	0.020	0.024	0.037	0.042	0.046	0.020	0.047	2001
arseen	12	0	0.25	0.00	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	2001
barium	12	12	0.28	0.25	0.22	0.29	0.41	0.68	0.94	0.08	1.00	2001
cadmium	12	0	0.005	0.000	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	2001
chromium	12	9	0.094	0.055	0.079	0.109	0.130	0.180	0.228	0.050	0.240	2001
cobalt	12	2	0.052	0.005	0.050	0.050	0.054	0.060	0.066	0.050	0.068	2001
koper	12	12	0.396	0.342	0.280	0.334	0.941	1.090	1.178	0.110	1.200	2001
kwik	12	1	0.002	0.000	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	2001
lood	12	0	0.100	0.000	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	2001
molybdeen	12	11	0.081	0.082	0.053	0.065	0.116	0.215	0.307	0.025	0.330	2001
nikkel	12	7	0.080	0.039	0.059	0.088	0.130	0.144	0.157	0.050	0.160	2001
seleen	12	0	0.038	0.015	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.020	0.050	2001
tin	12	0	0.200	0.000	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	2001
vanadium	12	10	0.619	0.315	0.655	0.757	0.916	1.001	1.080	0.100	1.100	2001
zink	12	0	0.200	0.000	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	2001
bromide	12	2	0.53	0.12	0.50	0.50	0.50	0.68	0.86	0.50	0.90	2001
chloride	12	12	111	94	94	106	146	258	364	36	390	2001
fluoride	13	13	4.1	1.0	4.1	4.6	5.1	5.4	5.8	1.9	5.9	2001
sulfaat	13	13	3939	4190	2100	4680	8280	11220	14244	450	15000	2001
CN-vrij	0											2001
CN-complex	0											2001

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant, 2 m	2001	15	0	0	0	0	0	17	0	0	8	0	X	X	0	0	0	0	31	69		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	100	X	0	0	0	0	25	0	0	42	0	X	0	83	0	0	8	0	77		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	X	0	8	100	0	0	0	42	0	0	42	X	0	0	0	85		
Systeem 4b, 0.5 m, risico	2001	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	85		

## B12.2. Vormgegeven bouwstoffen getest met diffusietest

### B12.2.1. Asfaltbeton

#### Emissiewaarde uit test (mg/m<sup>2</sup>)

	Aantal	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal	
antimoon	33	11	0.46	0.46	0.18	0.50	1.23	1.31	1.67	0.11	1.81	2004
arsen	33	0	1.57	2.72	0.76	0.78	0.81	9.80	10.28	0.49	10.50	2004
barium	33	2	3.77	1.05	3.84	3.92	4.06	4.86	7.40	1.96	8.34	2004
cadmium	33	6	0.09	0.09	0.04	0.05	0.21	0.23	0.38	0.03	0.45	2004
chromium	33	1	0.62	0.59	0.40	0.44	1.64	2.02	2.45	0.29	2.61	2004
cobalt	33	0	1.17	0.29	1.15	1.17	1.21	1.92	2.06	0.74	2.10	2004
koper	33	4	1.17	0.81	0.81	0.96	2.07	2.71	3.86	0.59	4.17	2004
kwik	33	0	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.06	0.06	0.01	0.06	2004
lood	33	0	2.03	0.68	1.91	1.98	2.29	3.91	4.18	1.23	4.27	2004
molybdeen	33	0	0.45	0.19	0.39	0.41	0.56	0.98	1.03	0.25	1.05	2004
nikkel	33	0	1.83	0.21	1.91	1.95	2.00	2.01	2.07	1.23	2.10	2004
seleen	33	0	0.14	0.21	0.08	0.08	0.08	0.77	0.82	0.06	0.84	2004
tin	33	0	1.71	2.00	1.15	1.18	1.21	7.70	8.18	0.74	8.40	2004
vanadium	33	2	1.09	0.98	0.78	0.79	1.75	3.91	4.18	0.59	4.27	2004
zink	34	17	7.07	8.84	4.18	7.17	14.75	19.54	39.55	1.50	48.20	2004
bromide	33	4	11.27	8.09	7.77	8.99	20.72	30.04	35.80	4.93	37.50	2004
chloride	39	35	719	1364	248	585	1482	2460	6251	45	7610	2004
fluoride	33	0	21	7	19	20	27	39	42	12	43	2004
sulfaat	33	31	515	622	218	494	1176	1885	2403	38	2450	2004
CN-complex	0											2004
CN-vrij	0											2004

#### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

100% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2004	45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2004	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0		

10% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2004	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0		

## B12.2.2. Betonmortel

### Emissiewaarde uit test (mg/m<sup>2</sup>)

	Aantal	n>lod	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	30	0	2.02	0.07	2.00	2.00	2.01	2.15	2.26	1.90	2.29	2001
antimoon	6	0	1.38	0.05	1.37	1.40	1.43	1.45	1.46	1.33	1.47	2004
arseen	0											2001
arseen	0											2004
barium	30	30	29	21	26	38	52	62	87	6	95	2001
barium	123	89	21	12	18	26	37	46	62	6	78	2004
cadmium	0											2001
cadmium	0	2	0.51	0.01	0.51	0.51	0.51	0.51	0.51	0.50	0.51	2004
chromium	0											2001
chromium	0											2004
cobalt	30	0	5.0	0.1	5.0	5.0	5.1	5.1	5.2	5.0	5.2	2001
cobalt	2	0	3.5	0.1	3.5	3.6	3.6	3.6	3.6	3.5	3.6	2004
koper	0											2001
koper	1	0	3.5		3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	2004
kwik	0											2001
kwik	0											2004
lood	0											2001
lood	0											2004
molybdeen	0											2001
molybdeen	0											2004
nikkel	30	0	5.0	0.1	5.0	5.0	5.1	5.1	5.2	4.9	5.2	2001
nikkel	1	0	3.4		3.4	3.4	3.4	3.4	3.4	3.4	3.4	2004
seleen	0											2001
seleen	0											2004
tin	0											2001
tin	0											2004
vanadium	0											2001
vanadium	0											2004
zink	30	0	20	0	20	20	20	21	21	19	21	2001
zink	6	2	16	3	14	17	20	20	20	13	20	2004
bromide	0											2001
bromide	7	7	51	1	50	51	52	53	53	49	53	2004
chloride	30	30	193	132	137	180	326	446	601	77	655	2001
chloride	25	23	168	156	101	161	421	457	564	34	595	2004
fluoride	30	12	109	11	105	105	124	129	147	95	152	2001
fluoride	122	28	77	16	73	73	105	105	114	28	124	2004
sulfaat	30	30	1899	625	1786	2280	2810	2917	3128	952	3214	2001
sulfaat	129	129	3381	6018	2262	2798	3760	4452	36720	595	40000	2004
CN-complex	0											2001
CN-complex	0											2004
CN-vrij	0											2001
CN-vrij	0											2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

100% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2001	0	0				0					0				0		0	0	0		
	2004	0	0	0			0	0				0				0	100	0	0	0	3	
Systeem 4a, 0,5 m, stand still	2001	X	0				0					0				0		0	0	0		
	2004	X	0	0			0	0				0				0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, risico	2001	0	0				0					0				X		0	0	0		
	2004	0	0	0			0	X				0				100	0	0	0	0		

10% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2001	0	0				0					0				0		0	0	0		
	2004	0	0	0			0	0				0				0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, stand still	2001	X	0				0					0				0		0	0	0		
	2004	X	0	0			0	0				0				0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, risico	2001	0	0				0					0				0		0	0	0		
	2004	0	0	0			0	0				0				0	0	0	0	0		





## B12.2.5. Breuksteen

### Emissiewaarde uit test (mg/m<sup>2</sup>)

	Aantal	n>lod	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	5	0	5.82	6.55	1.30	10.7	13.0	13.0	13.0	0.91	13.0	2004
arseen	5	0	75	85	16	138	168	168	168	11	168	2004
barium	8	2	10.8	14.3	3.13	3.47	34.0	34.0	34.0	3.00	34.0	2004
cadmium	8	0	0.71	1.14	0.13	0.13	2.30	2.65	2.93	0.09	3.00	2004
chromium	5	0	15.1	17.3	3.0	27.8	34.0	34.0	34.0	2.10	34.0	2004
cobalt	4	0	10.3	15.8	2.6	6.1	24.7	29.4	33.1	2.1	34.0	2004
koper	4	0	10.3	15.8	2.6	6.1	24.7	29.4	33.1	2.1	34.0	2004
kwik	4	0	0.31	0.46	0.09	0.19	0.73	0.87	0.97	0.07	1.00	2004
lood	4	0	7.42	7.59	5.70	10.7	14.9	16.0	16.8	1.3	17.0	2004
molybdeen	4	0	20.8	30.9	7.0	13.0	49.0	58.0	65.2	2.0	67.0	2004
nikkel	4	0	10.3	15.8	2.6	6.1	24.7	29.4	33.1	2.1	34.0	2004
seleen	4	0	4.03	5.98	1.11	2.47	9.49	11.2	12.65	0.91	13.0	2004
tin	4	0	41.3	61.8	11.1	25.1	97.7	115.9	130.4	9.1	134.0	2004
vanadium	4	0	22.75	29.53	8.50	15.70	49.90	58.45	65.29	7.00	67.00	2004
zink	4	0	40	63	9	22	97	115	130	7	134	2004
bromide	7	0	28.3	11.9	22.4	24.3	40.8	47.4	52.7	22.4	54.0	2004
chloride	8	7	54	17	48	64	76	77	77	35	77	2004
fluoride	11	5	120	118	70	100	336	353	366	34	369	2004
sulfaat	11	10	657	359	564	960	1074	1112	1142	180	1150	2004
CN-complex	0											2004
CN-vrij	0											2004

100% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2001	X	X	0	X	0	X	0	X	0	X	0	X	X	0	0	X	0	0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	X	X	0	X	0	X	0	X	0	X	0	X	X	X	X	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	X	X	0	X	0	X	X	0	0	0	X	0	0	0	X	0	0	0	0		

10% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2001	X	X	0	0	0	0	0	0	0	X	0	X	X	0	0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2001	X	X	0	X	0	0	0	0	0	X	0	X	X	0	0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2001	0	0	0	X	0	X	X	0	0	0	X	0	0	0	X	0	0	0	0		





## B12.2.7. Cementgebonden mortel

Emissiewaarde uit test (mg/m<sup>2</sup>)

	Aantal	n>10d	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	2	0	1.05	0.00	1.05	1.05	1.05	1.05	1.05	1.05	1.05	2004
arsen	2	0	14	1	14	14	15	15	15	13	15	2004
barium	0											2004
cadmium	3	0	0.28	0.02	0.27	0.28	0.29	0.30	0.30	0.27	0.30	2004
chromium	0											2004
cobalt	2	0	2.8	0.2	2.8	2.9	3.0	3.0	3.0	2.7	3.0	2004
koper	4	0	2.8	0.2	2.8	2.9	3.0	3.0	3.0	2.7	3.0	2004
kwik	0											2004
lood	0											2004
molybdeen	1	0	1.5		1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	2004
nikkel	4	0	2.8	0.2	2.8	2.9	3.0	3.0	3.0	2.7	3.0	2004
seleen	0											2004
tin	0											2004
vanadium	0											2004
zink	10	0	11	1	11	12	12	12	12	8	12	2004
bromide	0											2004
chloride	0											2004
fluoride	2	0	57	5	57	58	60	60	60	53	60	2004
sulfaat	10	10	1008	524	804	1021	1518	1920	2241	595	2321	2004
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2004

Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

100% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2004	0	0		0		0	0			0	0				0			0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2004	X	0		0		0	0			0	0				0			0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2004	0	0		0		0	X			0	0				X			0	0		

10% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2004	0	0		0		0	0			0	0				0			0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2004	X	0		0		0	0			0	0				0			0	0		
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2004	0	0		0		0	0			0	0				0			0	0		



## B12.2.9. Fosforslakken (ongebonden)

### Emissiewaarde uit test (mg/m<sup>2</sup>)

	Aantal	n>10d	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	Jaartal
antimoon	3	0	1.0	0.2	0.9	1.1	1.2	1.3	1.3	0.9	1.3	2001
antimoon	0											2004
arseen	3	0	4.1	6.2	0.6	4.8	9.1	10.1	11.0	0.4	11.2	2001
arseen	0											2004
barium	3	3	6.7	0.8	6.5	6.9	7.4	7.5	7.6	6.0	7.6	2001
barium	6	6	8.7	8.9	6.0	8.0	17.5	21.8	25.2	2.0	26.0	2004
cadmium	3	0	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2	2001
cadmium	0											2004
chromium	3	0	2.4	0.5	2.1	2.5	2.8	2.9	3.0	2.1	3.0	2001
chromium	0											2004
cobalt	3	0	2.4	0.5	2.1	2.5	2.8	2.9	3.0	2.1	3.0	2001
cobalt	0											2004
koper	3	0	2.4	0.5	2.1	2.5	2.8	2.9	3.0	2.1	3.0	2001
koper	0											2004
kwik	3	0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	2001
kwik	0											2004
lood	3	0	5.1	1.1	4.5	5.2	6.0	6.2	6.4	4.5	6.4	2001
lood	0											2004
molybdeen	3	0	1.3	0.3	1.1	1.3	1.5	1.6	1.6	1.1	1.6	2001
molybdeen	0											2004
nikkel	3	0	2.4	0.5	2.1	2.5	2.8	2.9	3.0	2.1	3.0	2001
nikkel	0											2004
seleen	3	0	1.0	0.2	0.9	1.1	1.2	1.3	1.3	0.9	1.3	2001
seleen	0											2004
tin	3	0	10	2	9	11	12	13	13	9	13	2001
tin	0											2004
vanadium	2	0	5.4	1.4	5.4	5.8	6.2	6.3	6.4	4.5	6.4	2001
vanadium	0											2004
zink	3	0	10	2	9	11	12	13	13	9	13	2001
zink	0											2004
bromide	9	0	40	11	37	48	54	54	54	22	54	2001
bromide	1	1	10		10	10	10	10	10	10	10	2004
chloride	9	9	8458	4503	8248	9582	12080	15040	17408	2700	18000	2001
chloride	5	5	5429	2073	5000	6238	7619	7976	8262	2976	8333	2004
fluoride	9	9	319	125	290	300	509	530	548	170	552	2001
fluoride	6	6	327	72	329	367	405	412	418	238	419	2004
sulfaat	9	7	8572	12186	5297	5920	13743	27195	37957	708	40647	2001
sulfaat	1	1	4107		4107	4107	4107	4107	4107	4107	4107	2004
CN-vrij	0											2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2001
CN-complex	0											2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

100% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2001	0		0			0					0				0		0	0	11		
	2004			0													0	0	0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, stand still	2001	X		0			0					0				0		0	0	0		
	2004			0													0	0	0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, risico	2001			0			0					0				X		0	0	0		
	2004			0													0	0	0	0		

10% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2001	0		0			0					0				0		0	0	0		
	2004			0													0	0	0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, stand still	2001	X		0			0					0				0		0	0	0		
	2004			0													0	0	0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, risico	2001			0			0					0				0		0	0	0		
	2004			0													0	0	0	0		

## B12.2.10. Fosforslakkenmengsel

### Emissiewaarde uit test (mg/m<sup>2</sup>)

	Aantal	n>lod	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	0											2004
arseen	0											2004
barium	8	8	89	48	87	121	142	152	160	39	162	2004
cadmium	0											2004
chromium	0											2004
cobalt	0											2004
koper	0											2004
kwik	0											2004
lood	0											2004
molybdeen	0											2004
nikkel	0											2004
seleen	0											2004
tin	0											2004
vanadium	0											2004
zink	0											2004
bromide	8	8	1	1	1	2	2	2	2	0	2	2004
chloride	8	8	15127	5544	13483	15910	22976	23393	23727	7738	23810	2004
fluoride	8	8	270	70	300	305	331	351	367	181	371	2004
sulfaat	0											2004
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

100% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex	
Nul-variant	2004			0													0	25	0				
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2004			0													0	0	0				
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2004			0													0	0	0				

10% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex	
Nul-variant	2004			0													0	0	0				
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2004			0													0	0	0				
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2004			0													0	0	0				

## B12.2.11. Hoogovenslakken

### Emissiewaarde uit test (mg/m<sup>2</sup>)

	Aantal	n>lod	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaar
antimoon	1	0	1.40		1.40	1.40	1.40	1.40	1.40	1.40	1.40	2001
antimoon	0											2004
arseen	1	0	18		18	18	18	18	18	18	18	2001
arseen	0											2004
barium	13	13	277	186	234	346	550	565	575	60	578	2001
barium	6	6	6	7	4	6	13	17	19	2	20	2004
cadmium	5	0	0.35		0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	2001
cadmium	0											2004
chromium	1	0	3.50		3.50	3.50	3.50	3.50	3.50	3.50	3.50	2001
chromium	0											2004
cobalt	1	0	3.50		3.50	3.50	3.50	3.50	3.50	3.50	3.50	2001
cobalt	0											2004
koper	0											2001
koper	0											2004
kwik	1	0	0.11		0.11	0.11	0.11	0.11	0.11	0.11	0.11	2001
kwik	0											2004
lood	1	0	7.00		7.00	7.00	7.00	7.00	7.00	7.00	7.00	2001
lood	0											2004
molybdeen	1	0	1.75		1.75	1.75	1.75	1.75	1.75	1.75	1.75	2001
molybdeen	0											2004
nikkel	1	0	3.50		3.50	3.50	3.50	3.50	3.50	3.50	3.50	2001
nikkel	0	Ni										2004
seleen	1	0	1		1	1	1	1	1	1	1	2001
seleen	0											2004
tin	1	0	14		14	14	14	14	14	14	14	2001
tin	0											2004
vanadium	5	4	38	13	36	40	51	54	57	22	58	2001
vanadium	1	1	35		35	35	35	35	35	35	35	2004
zink	1	0	14		14	14	14	14	14	14	14	2001
zink	0											2004
bromide	1	0	35		35	35	35	35	35	35	35	2001
bromide	0											2004
chloride	5	5	1207	284	1126	1194	1496	1591	1667	955	1686	2001
chloride	0											2004
fluoride	5	0	73	4	70	76	77	77	77	70	77	2001
fluoride	1	1	14		14	14	14	14	14	14	14	2004
sulfaat	13	13	3304	1601	3060	3741	5164	5900	6611	1000	6789	2001
sulfaat	6	6	23274	13862	26191	30953	36607	38542	40089	4524	40476	2004
CN-vrij	0											2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2001
CN-complex	0											2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

100% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2001	0		0			0					0				0		0	0	0		
	2004			0															0	50		
Systeem 4a, 0,5 m, stand still	2001	X		54			0					0				0		0	0	0		
	2004			0															0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, risico	2001	0		0			0					0				X		0	0	0		
	2004			0															0	0		

10% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2001	0		0			0					0				0		0	0	0		
	2004			0															0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, stand still	2001	X		0			0					0				0		0	0	0		
	2004			0															0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, risico	2001	0		0			0					0				0		0	0	0		
	2004			0															0	0		











## B12.2.16. LD-staalslakken

### Emissiewaarde uit test (mg/m<sup>2</sup>)

	Aantal	n>lod	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaartal
antimoon	0											2004
arsen	0											2004
barium	4	0	3.225	0.9394	3.4	3.83	4.01	4.055	4.091	2	4.1	2004
cadmium	0											2004
chromium	0											2004
cobalt	0											2004
koper	0											2004
kwik	0											2004
lood	0											2004
molybdeen	0											2004
nikkel	0											2004
seleen	0											2004
tin	0											2004
vanadium	11	11	294.545455	68.317	290	320	330	380	420	160	430	2004
zink	0											2004
bromide	0											2004
chloride	0											2004
fluoride	4	0	50.75	13.251	51	60.4	62.8	63.4	63.88	37	64	2004
sulfaat	0											2004
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2004

100% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2004			0											82				0			
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2004			0											100				0			
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2004			0											100				0			

10% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2004			0											0				0			
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2004			0											100				0			
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2004			0											82				0			

## B12.2.17. Metselbakstenen

### Emissiewaarde uit test (mg/m<sup>2</sup>)

	Aantal	n>lod	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaar
antimoon	0											2001
antimoon	37	0	0.19	0.01	0.19	0.19	0.21	0.21	0.22	0.18	0.22	2004
arseen	43	43	22.44	16.37	22.00	28.40	45.00	49.80	63.02	2.90	71.00	2001
arseen	37	37	21	17	19	24	45	51	61	2	62	2004
barium	1	1	9.8		9.8	9.8	9.8	9.8	9.8	9.8	9.8	2001
barium	37	37	29	2	28	28	32	32	33	26	33	2004
cadmium	0											2001
cadmium	37	0	0.05	0.01	0.05	0.05	0.06	0.07	0.08	0.04	0.08	2004
chromium	13	13	10	4	7	9	14	17	20	6	21	2001
chromium	37	37	6	8	2	5	17	23	30	1	31	2004
cobalt	0											2001
cobalt	37	0	1.4	0.1	1.4	1.4	1.6	1.6	1.6	1.3	1.6	2004
koper	13	13	3.6	0.3	3.7	3.7	3.7	3.9	4.1	2.9	4.2	2001
koper	37	37	2.4	0.2	2.3	2.3	2.7	2.7	2.7	2.2	2.7	2004
kwik	0											2001
kwik	0											2004
lood	0											2001
lood	37	0	4.8	0.3	4.6	4.7	5.3	5.4	5.4	4.4	5.4	2004
molybdeen	34	34	11	12	6	12	25	42	48	1	50	2001
molybdeen	37	37	5	3	5	6	8	10	12	0	13	2004
nikkel	0											2001
nikkel	37	0	2.4	0.2	2.3	2.3	2.7	2.7	2.7	2.2	2.7	2004
seleen	0											2001
seleen	37	0	0.09	0.01	0.09	0.09	0.11	0.11	0.11	0.09	0.11	2004
tin	0											2001
tin	37	0	1.4	0.1	1.4	1.4	1.6	1.6	1.6	1.3	1.6	2004
vanadium	43	43	65	51	57	77	148	169	197	6	210	2001
vanadium	37	37	59	39	55	72	91	116	185	5	210	2004
zink	0											2001
zink	37	1	12	14	9	9	11	11	63	9	93	2004
bromide	0											2001
bromide	37	0	14	1	14	14	16	16	16	13	16	2004
chloride	0											2001
chloride	37	10	651	793	470	540	612	852	3745	450	5300	2004
fluoride	5	5	372	81	400	408	422	426	429	230	430	2001
fluoride	37	37	159	120	130	180	304	386	533	19	580	2004
sulfaat	43	43	7913	9094	4800	9100	17600	23500	40380	770	45000	2001
sulfaat	37	37	6818	10814	3600	7020	13400	18600	47880	450	63000	2004
CN-vrij	0											2001
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2001
CN-complex	0											2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

100% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2001		14	0	0	0	0	0		21					0				0	5		
	2004	0	16	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3		
Systeem 4a, 0,5 m, stand still	2001		19	0	0	0	0	0		76					72				0	0		
	2004	0	22	0	0	0	0	0		0	65	0	0	0	89	0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, risico	2001		0	0	0	0	0	100		0					33				0	0		
	2004	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	30	X	0	0	0	0		

10% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2001		0	0	0	0	0	0		3					0				0	0		
	2004	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, stand still	2001		0	0	0	0	0	0		29					30				0	0		
	2004	0	0	0	0	0	0	0		0	3	0	0	0	22	0	0	0	0	0		
Systeem 4a, 0,5 m, risico	2001		0	0	0	0	0	0		0					0				0	0		
	2004	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	X	0	0	0	0		

## B12.2.18. Schuimbeton

### Emissiewaarde uit test (mg/m<sup>2</sup>)

	Aantal	n>lod	Average	STDEV	Perc50	Perc70	Perc90	Perc95	Perc99	Min	Max	jaar
antimoon	10	0	0.85	0.03	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87	0.80	0.87	2004
arseen	0											2004
barium	10	10	32	36	19	34	71	95	114	5	119	2004
cadmium	3	0	0.2	0.0	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	2004
chromium	0											2004
cobalt	5	4	7.2	3.9	6.9	9.8	11.0	11.2	11.4	1.9	11.4	2004
koper	10		12	8	11	13	20	24	28	3	29	2004
kwik	0											2004
lood	0											2004
molybdeen	0											2004
nikkel	10	0	2.3	0.0	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2004
seleen	0											2004
tin	0											2004
vanadium	0											2004
zink	10	0	8.7	0.3	8.7	8.7	9.0	9.2	9.3	8.0	9.3	2004
bromide	0											2004
chloride	4	4	561	398	591	845	917	935	949	110	952	2004
fluoride	10	10	98	31	89	111	136	146	155	56	157	2004
sulfaat	10	10	2581	2760	1696	2387	3926	6993	9446	247	10060	2004
CN-vrij	0											2004
CN-complex	0											2004

### Mate (%) waarin partijen bouw materiaal de normvariant overschrijden

geen data	X	Data < det. limiet en det. limiet > eis	0-5%	5-20%	20-100% overschrijding gemeten partijen
-----------	---	---	------	-------	---

100% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2004	0	0	0	0	0	0	0				0				0	0	0	0			
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2004	100	0	0	0	0	0	0				0				0	0	0	0			
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2004	0	0	0	0	X	100					0				0	0	0	0			

10% nat		Sb	As	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Mo	Ni	Se	Sn	V	Zn	Br	Cl	F	SO4	CN-vrij	CN-complex
Nul-variant	2004	0	0	0	0	0	0	0				0				0	0	0	0			
Systeem 4a, 0.5 m, stand still	2004	100	0	0	0	0	0	0				0				0	0	0	0			
Systeem 4a, 0.5 m, risico	2004	0	0	0	0	0	60					0				0	0	0	0			



## Literatuur bijlage

- Ambrose, R.B. (1999) Partition coefficients for metals in surface water, soil and waste (Draft), US-EPA, Washington, USA.
- Baes, C.F., Sharp, R.D., Sjoreen, A.L. en Shor, R.W. (1984) A review and analysis of parameters for assessing transport and environmentally released radionuclides through agriculture, Oak Ridge National Laboratory, USA, report no. ORNL-5786.
- Beak International Inc. (2002) Literature review of Environmental toxicity of Mercury, Cadmium, Selenium and Antimony in metal mining effluents, Ref no. 22069.1, Ontario, Canada.
- Bermanec, V., Sijaric, G., Kniewald, G. and Mandarino, J.A. (2000) Gaspéite and associated Ni-rich minerals from veins in altered ultrabasic rocks from Dubostica, Bosnia and Herzegovina, *The Canadian Mineralogist*, 38, 1371-1376.
- Bocking, G.J.M., Plassche, E.J. Van de, Struijs, J. en Canton, J.H. (1992) Soil-water partition coefficients for some trace metals, National Institute for Public Health and the Environment, RIVM, Bilthoven, rapport nr. 679101003.
- Buchter, B., Davidoff, B., Amacher, A.C., Hinz, C., Iskander, I.K. en Selim, H.M. (1989) Correlation of Freundlich Kd and n retention parameters with soils and elements, *Soil Science*, 148, 370-379.
- Fox, P.M. en Doner, H.E. (2003) Accumulation, release and solubility of arsenic, molybdenum, and vanadium in wetland sediments., *J. Environ. Qual.*, 32, 2428-2435.
- Groot, A.C. de, Peijnenburg, W.J.G.M., Hoop, M.A.G.T. van den en Veen, R.P.M. van (1998) Heavy metals in Dutch field soils: an experimental and theoretical study on equilibrium partitioning, National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, RIVM, rapport nr. 607220 001, 46 pages.
- DeVolder, P.S., Brown, S.L., Hesterberg, D. en Pandya, K. (2003) Metal bioavailability and speciation in a wetland tailings repository amended with biosolids compost, wood ash, and sulphate, *J. Environ. Qual.*, 32, 851-864.
- Dijkstra, J.J., Nie, D.S. de en SLoet, H.A. van der (2005) Nut en noodzaak van acceptatiecriteria voor kobalt, tin, vanadium, broom, wolfram en cyanide (vrij en totaal) op stortplaatsen, ECN, report no. ECN-C--05-027.
- Dunckle, S.E., Craig, J.R., Rimstidt, J.D. en Lusardi, W.R. (2003) Romarchite, hydromarchite and abhurite formed during the corrosion of pewter artifacts from the Queen Anne's Revenge (1718), *The Canadian Mineralogist*, 41, 659-669.
- INS (1999). Setting Integrated Environmental Quality standards for Substances in the Netherlands, Environmental quality standards for soil, water and air. Interdepartmental Working Party on Setting Integrated Environmental Quality Standards for Substances (in Dutch). The Hague, January 1999.
- Johnson, T.M. (2004) A review of mass-dependent fractionation of selenium isotopes and implications for other heavy stable isotopes, *Chemical Geology*, 204, 201-214.
- Kaplan, D.I., Knox, A.S. en Myers, J. (2002) Mercury geochemistry in a wetland and its implications for in-situ remediation, Westinghouse Savannah River Company, USA, report no. WSRC-MS-2002-00056 Web-page: <http://sti.srs.gov/fulltext/ms2002056/ms2002056.html>.
- Krupka, K.M. en Serne, R.J. (2002) Geochemical factors affecting the behavior of antimony, cobalt, europium, technetium, and uranium in vadose sediments, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington, USA, report no. PNNL-14126.
- Lijzen et al. (2001) Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater, National Institute for Public Health and the Environment, RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport nr 711701023.
- McLean, J.E. en Bledsoe, B.W. (1992) Ground Water Issues, Behaviour of metals in soils, report no. EPA/540/S-92/018.
- Otte, P.F., Lijzen, J.P.A., Otte, J.G., Swartjes, F.A. en Versluijs, C.W. (2001) Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Proposed parameter set for human exposure modelling and deriving intervention

- values for the first series of compounds, National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, , RIVM rapport nr. 711701021.
- Pongratz, R. (1998) Arsenic speciation in environmental samples of contaminated soil , *The Science of the Total Environment*, 224, 133-141.
- Reczynski, W., Posmyk, G. en Nowak, K. (2004) Dynamics of arsenic-containing compounds' sorption on sediments, *J. Soils and Sediments*, 4, 95-100.
- Rennert, Th. En Mansfeldt T (2002) Sorption of iron-cyanide complexes in soils, *Soil Science Society of America Journal*, 66, pp. 437-444.
- Rennert, Th. et al. (2003) Sorption and transport of iron-cyanide complexes in goethite-coated sand. *Soil Science Society of America Journal*, 67, pp. 756-764.
- Römken, P.F.A.M., Bonten, L.T.C., Rietra, R.P.J.J., Groenenberg, J.E., Plette, A.C. en Bril, J. (2003) Uitspoeling van zware metalen uit landbouwgronden. Schatting van de bijdrage van uitspoeling uit landbouwgronden aan de belasting van het oppervlaktewater: modelaanpak en resultaten, Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, rapport nr. 791, RIZA rapport 2003.018.
- Sauvé, S., Hendershot, W. en Allen, H.E. (2000) Critical review. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence on pH, total metal burden and organic matter, *Environmental Science and Technology*, 34, 1125-1131.
- Seuntjens, P., Joris, I., Patijn, J., Cornelis, C. en Bronders, J. (2004) Opstellen van een methodiek voor de bepaling van risico's door uitloging en beschrijving evolutie van de bodemkwaliteit, Vito, België, report no. 2004/IMS/R/197, 74 pages.
- Schuilng, R.D., Enk, R.J. van en Bergsma, H.L.T. (2003) Natuurlijk voorkomen, mobiliteit en industrieel gebruik van 'exoten' voorkomend in de Nederlandse bodem (Br, I, Ba, Sb, V, Sn, Co, Mo, Se), *Geochem. Research bijvoorbeeld*, Utrecht, The Netherlands.
- Tweede Kamer, Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water, vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr 11.
- US-EPA (1996) Soil Screening Guidance: Technical Background Document, Office of Emergency and Remedial response, US Environmental Protection Agency, Washington DC, rapport nr. 9355.4-17A.
- US-EPA (1999) The Class V underground injection control study, Appendix E. Contaminant persistence and mobility factors. Web-page: <http://www.epa.gov/safewater/uic/classv/pdfs/appe.pdf>; 23-2-2005
- Van den Berg, R. and Roels, J.M. (1991) Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten., National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands, report no. 725201007, 97 pages.
- VROM (2000). Circulaire streef- en interventiewaarden bodemsanering.
- Wanty, R.B. and Goldhaber, M.B. (1992) Thermodynamics and kinetics of reactions involving vanadium in natural systems: Accumulation of vanadium in sedimentary rocks, *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 56, 1471-1483.
- WHO (2004) Guidelines for drinking-water quality (third ed.), ISBN 92 4 154638 7.