

Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor chroom

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER



Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor chroom

Documentbeschrijving



1. *Titel publicatie*

Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor chroom

2. *Verantwoordelijke uitgever*

Danny Wille, OVAM, Stationsstraat 110, 2800 Mechelen

3. *Aantal blz.*

76

4. *Wettelijk depot nummer*

5. *Aantal tabellen en figuren*

22 tabellen; 1 figuur

6. *Publicatiereeks*

Achtergronddocument bodembeheer

7. *Datum publicatie*

Februari 2010

8. *Trefwoorden*

bodemverontreiniging, risico-evaluatie, bodemsaneringsnormen, chroom

9. *Samenvatting*

Dit document beschrijft de herziening van de bodemsaneringsnormen voor chroom voor bodem en grondwater. Het rapport bevat de relevante wetenschappelijke informatie: de fysico-chemische eigenschappen van chroom, het gedrag van chroom in de bodem, en de (humane) toxicologie. De bronnen van verontreinigingen door chroom zijn beschreven, alsook het voorkomen in het milieu en de (humane) achtergrondblootstelling.

10. *Begeleidingsgroep en/of auteur*

J. Bierkens, B. De Raeymaecker, C. Cornelis, R. Hooghe, S. Verbeiren (VITO, auteurs), A. Ruttens, J. Vangronsveld (UHasselt), E. Smolders (KU Leuven), I. Schoeters (Eurocopper), K. Van Geert (VEB), G. Van Gestel, D. Geysen, D. Dedecker, K. Van De Wiele (OVAM)

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

Griet Van Gestel, Jiska Verhulst

12. *Andere titels over dit onderwerp*

Voorstel herziening bodemsaneringsnormen voor arseen, cadmium, koper, kwik, lood, nikkel, zink en bijlagen
Herziening achtergrondwaarden zware metalen in bodem
Transfer van zware metalen naar vee
Bioconcentratiefactoren van metalen in gewassen en de invloed van bodemeigenschappen op deze factor
Uitwerking van een methodologie voor het verder omgaan met de beschikbare BCF informatie van metalen in gewassen
Methodiek voor het afleiden van ecologische bodemnormen in Vlaanderen
Herziening bodemsaneringsnormen voor zware metalen in de bodem: ecotoxicologische benadering

Gegevens uit dit document mag u overnemen mits duidelijke bronvermelding.

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

INHOUDSTABEL

Samenvatting.....	4
Lijst van afkortingen.....	7
1 Inleiding.....	11
1.1 Algemeen	11
1.2 Herziening van de normering van de Vlarebo-metalen.....	11
1.2.1 Inleiding	11
1.2.2 Ecotoxicologische onderbouwing van de BSN's voor Vlarebo-metalen	12
1.2.3 Invulling van de variatie in biobeschikbaarheid in functie van bodemeigenschappen en de invloed ervan op de humaantoxicologisch onderbouwde BSN's.....	12
1.2.4 Integratie van de ecotoxicologisch onderbouwde en humaantoxicologisch onderbouwde BSN's.....	13
2 Bronnen van chroom.....	14
2.1 Natuurlijke bronnen.....	14
2.2 Antropogene bronnen.....	14
2.2.1 Productie.....	14
2.2.2 Gebruik.....	14
2.2.3 Emissies.....	15
3 Fysico-chemische eigenschappen van chroom.....	16
4 Voorkomen in het milieu en humane blootstelling.....	18
4.1 Lucht.....	18
4.1.1 Buitenlucht.....	18
4.1.2 Binnenlucht.....	20
4.2 Bodem.....	20
4.3 Water	21
4.3.1 Oppervlaktewater.....	21
4.3.2 Grondwater.....	22
4.3.3 Drinkwater.....	22
4.4 Planten.....	22
4.5 Voeding.....	24
4.6 Humane achtergrondblootstelling.....	25
4.6.1 Orale achtergrondblootstelling.....	25
4.6.2 Inhalatoire achtergrondblootstelling.....	27
4.6.3 Gecorrigeerde orale achtergrondblootstelling.....	28
4.6.4 Totale achtergrondblootstelling.....	29
5 Gedrag in de bodem.....	31
6 Ecotoxicologie.....	33
7 Toxicologie.....	34
7.1 Essentialiteit.....	34
7.2 Toxicokinetiek.....	35
7.2.1 Absorptie.....	35
7.2.2 Distributie.....	36
7.2.3 Metabolisme.....	36

7.2.4	Eliminatie.....	36
7.3	Effecten op proefdieren en <i>in vitro</i>	37
7.3.1	Acute toxiciteit.....	37
7.3.2	Korte termijn blootstelling.....	37
7.3.3	Lange termijn blootstelling.....	37
7.3.4	Reproductietoxiciteit, embryotoxiciteit en teratogeniteit.....	38
7.3.5	Mutageniteit.....	38
7.3.6	Carcinogeniteit.....	38
7.4	Effecten op mensen.....	39
7.4.1	Acute toxiciteit.....	39
7.4.2	Reproductietoxiciteit, embryotoxiciteit en teratogeniteit.....	39
7.4.3	Mutageniteit.....	39
7.4.4	Carcinogeniteit.....	39
7.4.5	Immunotoxiciteit.....	40
7.4.6	Toxicologische grenswaarden.....	40
8	Geur- en smaakdrempels.....	48
9	Berekening van de normen voor bodem en grondwater voor tri- en hexavalent chroom.....	49
9.1	Bodem.....	49
9.1.1	Achtergrondwaarden.....	49
9.1.2	Bodemsaneringsnormen.....	49
9.1.3	Invloed van bodemkenmerken op de bodemsaneringsnorm.....	54
9.2	Grondwater.....	54
9.2.1	Achtergrondwaarde.....	54
9.2.2	Bodemsaneringsnorm.....	55
9.3	Vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen, dit voorstel en het voorstel voor ecologische bodemsaneringsnormen	55
	Referenties	58

Samenvatting

Voorliggend rapport werkt een voorstel uit tot herziening van de bodemsaneringsnormen (BSN's) voor chroom. De bodemsaneringsnormen voor bodem en grondwater zijn gebaseerd op de nadelige effecten voor mens en milieu, die het gevolg kunnen zijn van de aanwezigheid van verontreinigende stoffen in bodem en grondwater. De bodemsaneringsnormen houden rekening met het gebruik van de bodem en met de kenmerken van de bodem. Er worden vijf bestemmingstypes onderscheiden: natuur (I), landbouw (II), wonen (III), recreatie (IV) en industrie (V). Bij de laatste vier bestemmingstypes ligt de nadruk op de bescherming van de gezondheid van de mens. Voor deze vier bestemmingstypes wordt een onderbouwing van bodemsaneringsnormen voorzien. Bij het bestemmingstype natuur ligt de nadruk op de bescherming van het ecosysteem. Een onderbouwing van de normering voor dit bestemmingstype is nog niet voorhanden.

Voor de huidige herziening werd rekening gehouden met de resultaten uit voorafgaandelijke studies in verband met het opstellen van representatieve bioconcentratiefactoren voor planten en K_d -factoren voor Vlaanderen. Voor humane blootstelling aan chroom via gewasconsumptie werd gerekend met een uitgebreid voedselpakket en het relatief aandeel van verschillende voedingsgewassen binnen dit voedselpakket. Tevens is voor deze herziening van de BSN's rekening gehouden met de laatste inzichten in zake humane toxicologie, humane achtergrondblootstelling, en de opname en toxicologie voor vee. De orale achtergrondblootstelling werd in bestemmingstype II gecorrigeerd voor gewas- fruit en zuivelconsumptie afkomstig uit eigen productie. Voor bestemmingstype III werd gecorrigeerd voor gewasconsumptie uit eigen tuin.

De berekeningen werden uitgevoerd met een niet-commerciële versie van Vlier Humaan.

Er werden afzonderlijke berekeningen uitgevoerd voor Cr(III) en Cr(VI). Cr(III) werd beschouwd als niet-carcinogeen. Cr(VI) werd beschouwd als niet-carcinogeen via orale weg en als carcinogeen via inhalatoire weg. Dit heeft tot gevolg dat, omwille van verschillende eindpunten per blootstellingsroute, de orale en inhalatoire dosis niet mogen gecombineerd worden in de risicotoeetsing. Voor de niet-carcinogene toetsing werd alleen de orale weg in rekening gebracht; voor de carcinogene toetsing werd alleen de inhalatoire weg in rekening gebracht (achtergrondblootstelling werd hier niet meegeteld). De voorwaarden voor de normberekening waren de $RI^{kind}_{oraal} \leq 1$ en de $RI^{kind}_{inhalatoir} \leq 1$. Beide normen voor Cr(VI) werden vergeleken en de strengste, nl. deze waarbij Cr(VI) als inhalatoir carcinogeen wordt beschouwd, werd weerhouden.

Tabel 1 geeft een overzicht van de achtergrondblootstelling en de grenswaarden die werden gebruikt in de berekeningen. Een volledig overzicht van alle parameters die werden ingevoerd bij de blootstellingsberekeningen staan vermeld in bijlage 5. Een vergelijking van de herziene BSN's met de huidige normen en met de ecologische richtwaarden staat vermeld in Tabel 2.

Vaak wordt bij de metingen geen onderscheid gemaakt tussen Cr(III) en Cr(VI). Omdat Cr meestal onder 3-waardige vorm voorkomt in de bodem, zijn meestal de BSN's voor Cr(III) van toepassing. Indien er evenwel resultaten zijn voor Cr(VI) of indien er indicaties zijn dat Cr(VI) kan voorkomen, kunnen de voorgestelde normen voor Cr IV als toetsingswaarden worden gehanteerd.

Tabel 1: Overzicht van de orale en inhalatoire grenswaarden en achtergrondblootstelling voor chroom.

Cr		Referentie
TDI oraal		
Cr (III)	$3 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.dag	ATSDR
Cr (VI)	$3 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.dag	US-EPA
TDI inhalatoir		
Cr (III)	$3 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.dag	ATSDR
Cr (VI)	$7,14 \cdot 10^{-8}$ mg/kg.dag	WHO
TCL		
Cr (III)	$1,05 \cdot 10^{-5}$ g/m ³	
Cr (VI)	$2,5 \cdot 10^{-10}$ g/m ³	
Inhalatoire achtergrondblootstelling		
Cr (III)	$1,11 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.dag	VMM, 2004 (75% totaal Cr) VMM, 2004 (25% totaal Cr)
Cr (VI)	$0,37 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.dag	
Achtergrondblootstelling voeding		
Cr (III)	$4,1 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.dag (type II) $5,0 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.dag (type III) $5,1 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.dag (type IV en V)	Deelstra et al., 1996
Cr (VI)	$4,1 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.dag (type II) $5,0 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.dag (type III) $5,1 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.dag (type IV en V)	10% van Cr totaal

Tabel 2: Vergelijking van de herziene BSN's met de huidige normen en met de ecologische richtwaarden (mg/kg ds)

Normering		BSN II	BSN III	BSN IV	BSN V
Herziene BSN	Cr(III)	70,3	240 (160 f)	746 d (160 f)	11944 I (160 f)
	Cr(VI) inhalatoir carcinogeen	6,6 (bil) (9,3)	4,3 (bil) (6,0)	6,6 (bil) (18,6 v)	3,7 (bil) (35,2 I)
Ecotoxicologische BSN		560 §	560 §§	560 §§	880 §§§
Huidige BSN		130	300	500	800

BSN x: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype x;

d: scenario dagrecreatie (IV); I: scenario lichte industrie (V); f: BSN indien zou worden bijgesteld op basis van fytoxiciteit; tussen haakjes staan de niet-bijgestelde normen vermeld;

§: landbouwgebieden; §§: residentiële en parkgebieden; §§§: commerciële en industriële gebieden;

Wanneer wordt gekeken naar de invloed van bodemeigenschappen op de BSN's dan blijkt enkel voor bestemmingstype II de bodem-pH van (geringe) invloed te zijn (Tabel 3). De relatie kan worden uitgedrukt met de regressievergelijking: $BSN = 1,65 \times pH + 59,48$ ($R^2 = 0,8597$).

Tabel 3: Invloed van de pH op de bodemsaneringsnorm Cr(III) [mg/kg ds] voor bestemmingstype II.

	pH					
	3	4	5	6	7	8
BSN Cr(III)*	62,7	66,7	69,1	70,3	71,0	71,4

*: waarden berekend in Vlier Humaan

De BSN voor grondwater (50 g/l) is niet herzien.

De berekening van de normen in Tabel 2 gebeurde op basis van een wetenschappelijk onderbouwde methodiek en de meest recente gegevens voor chroom. De uiteindelijke keuze van de normen wordt gemaakt na een evaluatie van de haalbaarheid van de normen door OVAM.

Lijst van afkortingen

AARDEWERK	Databank met gegevens uit een systematische bodemprofielstudie uitgevoerd in België tussen 1947 en 1971.
$(ACL)_{1/10}^5$	Aanvaarde concentratie in lucht overeenkomend met een extra kankerrisico van 1 op 100.000 levenslang blootgestelden [g/m ³].
$(AD)_{1/10}^5$	Aanvaarde dosis overeenkomend met een extra kankerrisico van 1 op 100.000 levenslang blootgestelden [mg/kg.d].
ADI	Acceptable daily intake.
Art.	Artikel.
ARAB	Algemeen Reglement voor de Arbeidsbescherming.
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
AW	Achtergrondwaarde.
BCF	Bioconcentratiefactor; verhouding tussen concentratie in de plant (wortel of stengel) en concentratie in de bodem [-].
B.S.	Belgisch Staatsblad.
BSN	Bodemsaneringsnorm.
BTEX	Verzamelnaam voor benzeen, toluen, ethylbenzeen en xyleen.
BTF	Biotransferfactor; verhouding tussen concentratie in het product (vlees of melk) en toegediende dosis via het voeder [d/kg vg].
B. VI. Reg.	Besluit van de Vlaamse Regering.
CAS	Chemical Abstracts Service.
CCRX	Coördinatiecommissie voor metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen (Nederland).
CCMM	Coördinatie Commissie voor Metingen in het Milieu.
CEC	Commission of the European Communities of kationuitwisselingscapaciteit [cmol/kg ds].
CF	Correctiefactor van [mg/l] naar [µg/l] (1000).
CMAFP	Committee on Medical Aspects of Food Policy, VK.
CSF	Cancer slope factor.
DAR	Dermale absorptiesnelheid [1/h].
DEFRA-EA	Department for Environment, Food and Rural Affairs, the Environment Agency (VK).
DHHS	Department of Health and Human Services (VS).
dl	Detectielimiet.
DoH	Department of Health (VK).
D_{pe}	Permeatiecoëfficiënt doorheen polyethyleenleidingen [m ² /d].
D_{pvc}	Permeatiecoëfficiënt doorheen pvc-leidingen [m ² /d].
EC	European Commission.
ECB	European Chemicals Bureau.

EC _x	Effectieve concentratie voor een bepaald effect waarbij x% van de populatie wordt getroffen.
ED	Effective dose.
EHC	Environmental Health Criteria.
EPA	Environmental Protection Agency.
f _{acing}	Absorptiefactor bij orale inname door vee [-].
f _{acinh}	Absorptiefactor bij inhalatoire inname door vee [-].
FAO	Food and Agriculture Organization.
FDA	Food and Drug Administration, Department of Health and Human Services (VS).
f _{excr}	Excretiefactor bij vee [-].
GW	Grenswaarde
HC ₅₀	Concentratie waarbij 50% van de soorten en processen in een ecosysteem volledig beschermd is.
HEAST	Health Effects Assessment Summary Tables.
HED	Human equivalent dose.
HESP	Human exposure tot soil pollutants.
HGR	Hoge Gezondheidsraad.
HSDB	Hazardous Substance Data Bank.
IARC	International Agency for Research on Cancer.
IUCLID	International Uniform Chemical Information Database.
ID	Index Dose
i.p.	Intraperitoneaal (binnen het buikvlies).
IRIS	Integrated Risk Information System (US-EPA).
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry.
JECFA	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives.
K.B.	Koninklijk Besluit.
K _d	Verdelingscoëfficiënt bodem-water [l/kg].
K _{oc}	Verdelingscoëfficiënt organische koolstof-water [l/kg].
K _{ow}	Verdelingscoëfficiënt octanol-water [-].
KTD	Korte termijn doelstelling.
LAC	Landbouwadviescommissie (Nederland).
LC _{lo}	De laagste concentratie van een stof in de lucht (niet de LC ₅₀) waarvan gerapporteerd is dat ze dodelijk is bij mens of dier. De blootstellingsduur kan zowel acuut, subacuut of chronisch zijn.
LC _x	Letale concentratie x. Een berekende concentratie van een stof in de lucht. Indien een gehele bepaalde experimentele populatie aan deze concentratie wordt blootgesteld gedurende een bepaalde tijd wordt verwacht dat x% ervan sterft. Deze LC _x

	wordt bepaald a.h.v. blootstelling van de stof aan een significant aantal van de populatie.
LD ₁₀	De laagste dosis (lager dan LD ₅₀) van een stof toegediend over een gegeven tijdsperiode en verdeeld over een of meer porties, en waarvan gerapporteerd is dat ze de dood veroorzaakt bij mens of dier. De blootstelling kan op elke wijze verlopen behalve via inhalatoire weg.
LD _x	Letale dosis x. Een berekende dosis van een stof waarvan verwacht wordt dat bij deze dosis x% van een experimentele dierlijke populatie sterft. Deze dosis wordt bepaald a.h.v. blootstelling van de stof aan een significant aantal van de populatie via elke andere weg dan inhalatie.
LED ₁₀	Laagste 95% grens van een dosis waarvan geschat wordt dat hij 10% respons geeft.
LED _{10/lm}	LED _{10/linear method} . Hierbij wordt een rechte lijn getrokken tussen de oorsprong en de LED ₁₀ .
LNV	Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (Nederland).
LOAEC	Lowest observed adverse effect concentration.
LOAEL	Lowest observed adverse effect level.
LOEC	Lowest observed effect concentration.
LOEL	Lowest observed effect level.
LTD	Lange termijn doelstelling.
lw	Lichaamsgewicht.
MAFF	Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (VK).
MCL	Maximum contaminant level.
MCLG	Maximum contaminant level goal.
MF	Modifying factor.
MLTD	Middellange termijn doelstelling.
MPR	Maximum permissible risk level.
MTC	Maximaal toelaatbare concentratie.
MTR	Maximaal toegelaten risiconiveau.
NIOSH	National Institute for Occupational Safety and Health (VS).
NOAEC	No observed adverse effect concentration.
NOAEL	No observed adverse effect level.
NOEC	No observed effect concentration.
NOEL	No observed effect level.
NRC	National Research Council (VS).
OVAM	Openbare afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse gewest.
PAK	Polycyclische aromatische koolwaterstoffen.

PB L	Publicatieblad van de Europese Unie, wetgeving.
PIH	Provinciaal Instituut voor Hygiëne.
PZC	Point of zero charge.
Q	Dagelijkse waterinname [l/d].
RAIS	Risk assessment information system.
TDI	Reference daily intake.
RF	Reductiefactor t.o.v. TDI.
RfC	Reference concentration; gelijk aan de TCL [g/m ³].
RfD	Reference dose; gelijk aan de TDI [mg/kg/d].
RI	Risico-index.
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Nederland).
s.c.	Subcutaan (onderhuids).
TCL	Toelaatbare concentratie in lucht [g/m ³].
TCL ₀	De laagste concentratie van een stof in lucht waaraan mens of dier aan blootgesteld is gedurende een bepaald tijdsinterval en die enig toxisch effect heeft op de mens of die tumorvormende of reproductieve effecten heeft op mens of dier.
TDI	Toelaatbare dagelijkse inname; de hoeveelheid die gedurende een heel leven mag worden ingenomen zonder dat nadelige effecten verwacht worden [mg/kg/d].
UF	Uncertainty factor.
US-EPA	United States Environmental Protection Agency (VS).
VITO	Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek.
Vlarebo	Besluit van de Vlaamse Regering van 5 maart 1996 betreffende de bodemsanering (herhaaldelijk gewijzigd).
Vlarem II	Besluit van de Vlaamse Regering van 01/06/1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne (herhaaldelijk gewijzigd).
VI. Ex.	Vlaamse Executieve.
Vlier-Humaan	Vlaams instrument voor de evaluatie van risico's – humaan.
Vlier-Excel	Vlaams instrument voor de evaluatie van risico's – humaan; Excel-versie.
VI. Parl.	Vlaams Parlement.
VI. Reg.	Vlaamse Regering.
VMM	Vlaamse Milieu Maatschappij.
W	Lichaamsgewicht.
WHO	World Health Organization.

1 Inleiding

1.1 Algemeen

VITO heeft in 1995, in opdracht van en in samenwerking met de OVAM, een normenstelsel uitgewerkt, dat in overeenstemming is met de bepalingen van het bodemsaneringsdecreet (Decreet van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering). Dit normenstelsel houdt rekening met het gebruik en de kenmerken van de bodem, en is gebaseerd op de nadelige effecten voor mens en milieu, die het gevolg kunnen zijn van de aanwezigheid van verontreinigende stoffen in bodem en grondwater. Een algemene beschrijving van de opbouw van het normenstelsel is terug te vinden in "Basisinformatie voor risico-evaluaties" (OVAM, 2004)..

Sinds de normering van de stoffen in 1995 zijn echter nieuwe data m.b.t. de fysico-chemie, biologie en toxicologie beschikbaar gekomen, waardoor een periodieke aanpassing van de bodemsaneringsnormen (BSN's) gerechtvaardigd is. Ook de manier waarop omgegaan wordt met bepaalde gegevens is ondertussen gewijzigd. Zo werd bij de eerste reeks genormeerde stoffen geen onderscheid gemaakt tussen carcinogeniteit en niet-carcinogeniteit wat betreft achtergrondblootstelling. Bij de berekening van de blootstelling per blootstellingsweg (oraal, inhalatoir en dermaal) werd zowel voor carcinogenen als niet-carcinogenen de achtergrondblootstelling bijgeteld. Momenteel wordt voor carcinogenen de achtergrondblootstelling niet meer bijgeteld.

Bij de herziening van bestaande BSN's worden normaal de fysico-chemische, biologische en (eco)toxicologische eigenschappen volledig herbekeken. Hierbij wordt in belangrijke mate gebruik gemaakt van overzichtswerken en databanken. De 'nieuwe' bodemsaneringsnormen worden afgeleid conform de methodologie toegelicht in het document 'Basisinformatie voor risico-evaluaties', uitgegeven door de OVAM (OVAM, 1996, 2004). In tegenstelling tot de vorige normering wordt voor metalen met duidelijk verschillende effecten na inhalatie in vergelijking met orale inname (bv. carcinogeen via inademing en niet-carcinogeen via orale weg) tijdens de risicotetsing de orale/dermale en inhalatoire risico-indexen niet meer gesommeerd.

1.2 Herziening van de normering van de Vlarebo-metalen

1.2.1 Inleiding

De herziening van de bodemsaneringsnormen voor chroom kadert in het onderzoeksproject rond de herziening van de normen voor 7 zware metalen en arseen (de zogenaamde Vlarebo-metalen). Drie deelopdrachten werden onderscheiden: (i) invulling van ecologische effecten in de normstelling voor zware metalen, (ii) invulling van beschikbaarheid van zware metalen in functie van bodemeigenschappen en hun invloed op de humaan toxicologisch onderbouwde normen, en (iii) integratie van de ecotoxicologisch onderbouwde en humaan toxicologisch onderbouwde normen.

1.2.2 Ecotoxicologische onderbouwing van de BSN's voor Vlarebo-metalen

Voor het opstellen van bodemsaneringsnormen voor ecologische effecten werd gebruik gemaakt van een methodologie die door VITO reeds was uitgewerkt voor bestemmingstypes II (landbouw), III (woonzone), IV (recreatie) en V (industriegebied) (Bierkens, 2001). Basisgegevens was dat de normen werden berekend a.h.v. de directe toxiciteit van zware metalen voor planten, bodemfauna en bodemmicrobiële processen. Doorvergiftiging werd buiten beschouwing gelaten. Dit deel werd verzorgd door de Katholieke Universiteit Leuven (KUL) en VITO (Waegeneers en Smolders, 2002).

1.2.3 Invulling van de variatie in biobeschikbaarheid in functie van bodemeigenschappen en de invloed ervan op de humaan toxicologisch onderbouwde BSN's

Algemeen

Deze deelstudie heeft tot doel humaan toxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnormen op te stellen, die rekening houden met de invloed van bodemeigenschappen op twee kritische parameters, nl. K_d -factor en BCF. De invloed van bodemeigenschappen op andere aspecten zoals bv. orale biobeschikbaarheid is niet meegenomen.

Opname van metalen door gewassen

Om bij de berekening van bodemsaneringsnormen rekening te kunnen houden met humane blootstelling aan metalen via de consumptie van planten, waren concrete gegevens nodig over de opname van metalen door verschillende groenten en voedergewassen.

Daartoe werden gegevens verzameld over de opname van zware metalen in gewassen (groenten en akkerbouwteelten). Deze gegevens werden in een databank verwerkt, en de relaties tussen de bioconcentratiefactoren en bodemeigenschappen werd nagegaan indien voldoende gegevens voorhanden waren. Deze relaties omvatten zowel het opstellen van regressievergelijkingen als een indeling in klassen.

Bij de selectie en de verwerking van de gegevens werd rekening gehouden met het bestemmingstype en de situatie in Vlaanderen (relevante gewassen en bodemtipes). Gegevens van groenten werden gegroepeerd naar ondergronds en bovengronds groeiend.

De verzameling en selectie van de gegevens, en de verwerking ervan in een databank werd uitgevoerd door de Universiteit Hasselt (Ruttens, 2005).

Voor de herziening van de normen werd gerekend met een uitgebreid voedselpakket* en het relatief aandeel van verschillende voedingsgewassen binnen dit voedselpakket. Voor gewassen waarvoor geen BCF (voor Vlaanderen) beschikbaar was, werd via expertoordeel en een beperkte vergelijking van literatuurgegevens een schatting gemaakt op basis van de BCF van andere gewassen en hun onderlinge verwantschap.

* Alle gewassen waarvoor in de literatuur voldoende gegevens beschikbaar waren ivm consumptie, vochtgehalte etc. werden opgenomen in het voedselpakket.

K_d -factoren voor de berekening van uitloging

Op basis van de studie 'Bepaling van de veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen bij bodemverontreiniging in Vlaanderen', uitgevoerd door de KUL en VITO (Smolders et al., 2000), zijn geschikte waarden voor de K_d -factoren geselecteerd. De relatie met bodemeigenschappen is in rekening gebracht.

Hierbij moet opgemerkt worden dat dezelfde relaties zijn gebruikt als bij de bepaling van de uitloogcriteria voor zware metalen (OVAM, 2005).

Berekeningen van humaan toxicologisch onderbouwde BSN's

De gegevens van BCF's en K_d -factoren en hun relatie met bodemeigenschappen zijn gebruikt voor de herberekening van BSN's voor bestemmingstypes II en III. De resultaten van deze herberekeningen voor chroom zijn terug te vinden in dit document.

1.2.4 Integratie van de ecotoxicologisch onderbouwde en humaan toxicologisch onderbouwde BSN's

De normenstelsels resulterend uit de ecotoxicologische en de humaan toxicologische onderbouwing worden in dit document naast elkaar geplaatst. Het was aanvankelijk de bedoeling dat beide normenstelsels zouden worden geïntegreerd, waarbij in principe het strengste criterium doorslaggevend is. De uiteindelijk geselecteerde norm is echter een beleidsbeslissing. Bovendien is het, in het kader van verdere risicobepaling, belangrijk transparantie te behouden in de herkomst van de normen.

2 Bronnen van chroom

2.1 Natuurlijke bronnen

Chroom staat 21^{ste} op de lijst van meest voorkomende elementen van de aardkorst. De concentratie bedraagt 100 mg/kg. Het komt van nature voor in vele gesteenten, bodems, sedimenten, water en de atmosfeer (omwille van opwaaiend stof en vulkanen; Slooff et al. 1990; EA, 2001). Kleinere bronnen zijn zeezout en, omdat planten Cr onttrekken uit de bodem, bosbranden (Slooff et al., 1990). Er wordt geschat dat planten zo'n 100.000 ton Cr/jaar onttrekken aan de bodem (WHO, 1988).

Chroom in zijn elementaire vorm komt niet voor in de natuur. Meestal komt chroom voor als chromiet ($\text{FeO} \cdot \text{Cr}_2\text{O}_3$) en in mindere mate als crocoiet ($\text{PbO} \cdot \text{CrO}_3$; EA, 2001; Slooff et al., 1990; WHO, 1988). Het chroomgehalte van gesteenten varieert van 20 mg/kg in granietgesteente tot 1.800 mg/kg in ultrabasisch en serpentijngesteente (EA, 2001; WHO, 1998). Daarnaast wordt chroom in concentraties van 5-10 mg/kg teruggevonden in steenkool (WHO, 1988).

Chroom komt voornamelijk in het milieu door de verwerking van gesteenten en bodems. Circa 15% van de totale input van Cr in het milieu (naar biota, water, lucht en terug naar de bodem) zou hiervan afkomstig zijn. De grootste input van Cr in het milieu is afkomstig van menselijke activiteiten (Merian, 1984). De concentratie van Cr in de bodem is meestal laag, maar kan in bepaalde bodems oplopen tot 4 g/kg (Slooff et al., 1990).

2.2 Antropogene bronnen

2.2.1 Productie

Chromieterts wordt uitsluitend gebruikt voor de productie van chroom en zijn derivaten (Slooff et al., 1990). De eerste stap is het extraheren van Cr als natriumchromaat (Na_2CrO_4) door middel van een basische oxidatie van het gronderts bij hoge temperaturen (1.000-1.200 °C) in een oven. Onzuiverheden van vanadium worden verwijderd door ze te laten neerslaan met NaOH of $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Dit Na_2CrO_4 wordt volledig omgezet in natriumdichromaat ($\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) door aanzuren met zwavelzuur of koolstofdioxide onder hoge druk. Andere componenten worden direct of indirect van deze laatste afgeleid (EA, 2001).

De ontginning van chromieterts wordt geschat op 11 miljoen ton in 1985. Exacte gegevens over de hoeveelheid elementaire chroom zijn niet beschikbaar, maar worden geschat op ongeveer de helft van het bovengehaalde erts (WHO, 1988).

De non-ferro industrie omvat de eigenlijke productie van zware metalen en is één van de belangrijkste emissiebronnen. In Vlaanderen wordt er echter geen Cr geproduceerd (VMM, 2001c).

2.2.2 Gebruik

Chroom is het hoofdmetaal in legeringen van verschillende types roestvrij en hiteresistent staal. Percentages tot 6% Cr verhogen de hardheid van het staal en meer dan 10% Cr zorgt ervoor dat het staal resistent wordt tegen zuren en oxidatie op hoge temperaturen (Slooff et al., 1990).

Het industrieel gebruik van chroom kan worden onderverdeeld in 3 categorieën: (i) metallurgische toepassingen (maken van roestvrij staal, coaten van metalen platen ed.), (ii) refractaire toepassingen (stenen voor industriële hoogovens), en (iii) chemische toepassingen (pigmenten, leerlooierij, fungicide, houtbeschermingsmiddel, etc. (ATSDR, 2000; Slooff et al., 1990; WHO, 1988).

Andere toepassingen komen onder andere voor in de geneeskunde (Cr wordt gebruikt in ontsmettingsmiddelen en bloedstelpende middelen) en in brouwerijen (als algicide om bacterie- en gistgroei in proceswaters tegen te gaan; US-EPA, 2002b).

2.2.3 Emissies

Emissies van menselijke activiteiten bedragen 70% van de totale input van chroom in het milieu: erts en metaalproductie 3%, metaalgebruik 60% en het verbranden van steenkool en andere verbrandingsprocessen 7% (WHO, 1988).

In Vlaanderen zijn de emissies van Cr in de periode 1995-2000 meer dan gehalveerd. De emissies in 2000 bedroegen ongeveer 2,4 ton Cr (VMM, 2001d). De korte termijn doelstelling (KTD) van de Derde Noordzeeconferentie* is dan ook bereikt. Realisatie van de middellange termijn doelstelling (MLTD) vereist aangepaste emissiereducerende maatregelen. De industrie is verantwoordelijk voor 71% van de emissies naar de lucht. Handel en diensten dragen zo'n 6% bij tot de emissies en energie 16% en verkeer en vervoer 7% (VMM, 2001c).

De totale emissies naar oppervlaktewater vertonen eveneens een dalende trend. Voor Cr wordt nu reeds aan de MLTD beantwoord: in 2000 werd er een reductie van 88% (MLTD: minimaal 75%) vastgesteld t.o.v. het niveau van 1985. De emissies bedroegen in dat jaar nog ongeveer 10 ton (VMM, 2001d). De lozing van Cr naar het oppervlaktewater is voor 76% afkomstig van diffuse bronnen, zoals: het afspoelen van atmosferische depositie van de wegen, landbouw, atmosferische corrosie van bouwmaterialen zoals dakgoten, gebruik van CCA-behandeld hout (behandeld met een zoutoplossing van Cr). Voor Cr wordt de lange termijn doelstelling (LTD) niet haalbaar geacht (VMM, 2001c).

* In het kader van de Derde Noordzeeconferentie worden reducties van de emissies naar lucht voorgesteld van 50%, 70% en 90% t.o.v. 1995, respectievelijk te bereiken tegen 2002 (KTD), 2010 (MLTD) en 2020 (LTD; VMM, 2001c).

3 Fysico-chemische eigenschappen van chroom

Chroom is een element uit groep 6* welke in elk van de oxidatietrappen -2 tot 6 kan voorkomen. De meest gebruikelijke oxidatietrappen zijn 0, +2, +3 en +6. Cr(II) is meestal onstabiel en wordt in de lucht gemakkelijk geoxideerd tot Cr(III). Cr(VI) reduceert snel naar Cr(III). In biologische systemen gaat de oxidatie van Cr(III) naar Cr(VI) niet op. De meest stabiele vormen zijn deze van Cr(III), gevolgd door deze van Cr(VI).

In Tabel 4 zijn van enkele Cr-houdende stoffen de belangrijkste identificatiegegevens terug te vinden. Voor een uitgebreid overzicht van de fysico-chemische eigenschappen van Cr-houdende componenten wordt verwezen naar o.a. WHO (1988), Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Service, ATSDR's Toxicological Profile on CD-ROM, version 3:1, 2000, International Uniform Chemical Information Database, ECB, IUCLID CD-ROM, version 2000, en HSDB (2002a,b,c).

Tabel 4: Identificatie van de beschouwde stof.

IUPAC-naam	Chemische formule	Molmassa [g/mol]	CAS-nummer
Chroom	Cr	51,996	7440-47-3
Cr(III)-oxide	Cr ₂ O ₃	152,01	1308-38-9
Kaliumdichromaat	K ₂ Cr ₂ O ₇	294,20	7778-50-9

De fysico-chemische parameters dampdruk en Henry-coëfficiënt worden niet van toepassing geacht bij omgevingstemperatuur (vnl. van belang voor vluchtige organische stoffen) en worden op nul gesteld.

Cr(0) is onoplosbaar in water (Sax, 1984; WHO, 1988), maar wel in zuren (uitgezonderd salpeterzuur) en sterke basen (Sax en Lewis, 1987). Cr(III)-bestanddelen zijn over het algemeen niet oplosbaar in water, met uitzondering van -acetaat, -chloride hexahydraat en nitraatzouten. Cr(III)-oxide is praktisch niet oplosbaar in water, alcohol en aceton en weinig oplosbaar in zuren en basen. Hexavalent chroom is meestal (goed) oplosbaar, uitgezonderd Zn- en Pb-chromaat, welke eigenlijk zo goed als onoplosbaar zijn (DEFRA, 2002). De oplosbaarheid van kaliumdichromaat bedraagt 11,7% bij 20°C (Merck, 1983).

Voor de keuze van een geschikte K_d-factor wordt verwezen naar de rapportage van Smolders (2000). De K_d voor Cr(III) is uitgedrukt in functie van de zuurtegraad (bepaald m.b.v. een 0,01 M CaCl₂-oplossing) en is gedefinieerd als (de Groot et al., 1998):

$$\log K_d = 2,25 + (0,28 \times \text{pH}) \quad R^2 = 0,79 \quad (1)$$

* Dit volgens de nieuwe IUPAC-indeling in groepen. Deze groep werd in de vorige IUPAC-systematiek aangeduid als VIA. De CAS-naam voor deze groep is VIB (Lide, 1994).

Bij een standaard-pH (in Vlier-Humaan gedefinieerd als pH = 6) wordt zo een K_d voor Cr(III) berekend van 8.511 l/kg.

Zeswaardig Cr is heel mobiel. Enkel bij lage pH is er adsorptie van Cr(VI) op de bodem (K_d ca. 10 à 50 l/kg). Bij hoge pH adsorbeert Cr(VI) nauwelijks (K_d ca. 1 l/kg; Smolders et al., 2000). Voor Cr(VI) wordt de K_d vastgelegd op 5 l/kg welke als voldoende conservatief wordt geacht in het pH-interval 3-8.

4 Voorkomen in het milieu en humane blootstelling

4.1 Lucht

4.1.1 Buitenlucht

In arctische gebieden zijn concentraties van $5-70 \cdot 10^{-6} \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemeten (WHO, 1996a). Concentraties in stedelijke gebieden zijn 2-4x hoger dan de regionale achtergrondconcentraties (Nriagu en Nieboer, 1988).

In Tabel 5 is voor een aantal meetstations in Vlaanderen de jaargemiddelde Cr-concentratie in zwevend stof ($< 10 \mu\text{m}$) weergegeven voor het jaar 2003 (VMM, 2004).

Tabel 5: Jaargemiddelde Cr(totaal)-concentratie in PM_{10} in het kalenderjaar 2003 in Vlaanderen (Bron: VMM, 2004).

Code	Plaats	Bestemming	Daggemiddelde Cr(tot)-conc. $[\text{ng}/\text{m}^3]^*$	Achtergrond-blootstelling $[\text{ng}/\text{kg} \cdot \text{d}]^s$
00BE01	Beerse	non-ferro industrie	7	2,00
00BE02	Beerse	non-ferro industrie	5	1,43
00GK02	Genk	ferro industrie	211	60,29
00GN05	Gent	stad -verkeer	5	1,43
00HB01	Hoboken	non-ferro industrie	6	1,71
00HB17	Hoboken	non-ferro industrie	6	1,71
00HB18	Hoboken	non-ferro industrie	7	2,00
00HB19	Hoboken	non-ferro industrie	5	1,43
00HB20	Hoboken	non-ferro industrie	4	1,14
00HB23	Hoboken	non-ferro industrie	14	4,00
00HB24	Hoboken	non-ferro industrie	5	1,43
	Knokke-			
00KN02	Heist	achtergrondgebied	3	0,86
00OL01	Olen	non-ferro industrie	4	1,14
00OP02	Overpelt	natuurgebied	5	1,43
00R750	Zelzate	ferro industrie	5	1,43
00R801	Antwerpen	stad -verkeer	6	1,71
00WZ01	Lommel	Umicore-woonwijk	7	2,00

\$: De achtergrondblootstelling wordt bepaald voor een standaardpersoon van 70 kg met een ademvolume van $20 \text{ m}^3/\text{d}$. * vetgedrukte waarden werden gebruikt voor het berekenen van een representatief gemiddelde Vlaamse achtergrondwaarde;

A.h.v. de gegevens uit tabel 3 en gelet op het feit dat nabij sommige non-ferro en ferro-bedrijven verhoogde Cr-concentraties worden gemeten (de meetgegevens van deze stations worden niet in rekening gebracht met uitzondering van Lommel omdat het een woonwijk betreft), kan een gemiddelde concentratie Cr-totaal in PM_{10} * bepaald worden van $5,2 \cdot 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Deze waarde wordt als representatief voor de Vlaamse achtergrondconcentratie beschouwd.

* Fijne stoffractie $< 10 \mu\text{m}$ (Particulate Matter).

Opsplitsing naar enkele belangrijke bestemmingstypes geeft het volgende resultaat: residentieel en landelijk gebied (Knokke-Heist): $3 \cdot 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$, stedelijk gebied met veel verkeer (Antwerpen en Gent): $5,5 \cdot 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$, gebieden met non-ferro industrie: $6,3 \cdot 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Beerse, Hoboken en Olen), gebieden met ferro-industrie (Genk en Zelzate): $108 \cdot 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Schattingen van de fractie Cr(VI) in het totale gehalte aan Cr in de buitenlucht lopen uiteen van 0,01-30% (Slooff et al., 1990). Bell en Hipfner (1997) schatten het aandeel Cr(VI) op 20% van het totaal. Falerios et al. (1992) rapporteren een gemiddelde verhouding Cr (VI)/Cr totaal op 0,15 in binnenhuislucht in een residentiële omgeving zonder specifieke bronnen voor contaminatie (achtergrond voor deze specifieke studie). De corresponderende achtergrondconcentraties totaal Cr en Cr(VI) binnenshuis bedroegen respectievelijk 7,1 en 1,2 ng/m^3 . Een aanvaardbaar maximum Cr (VI) in een stedelijke omgeving binnenshuis wordt geschat op 4 ng/m^3 (Falerios et al., 1992). Voor een vergelijkbare achtergrondconcentratie buitenshuis verwijzen de auteurs naar een studie van de California Air Resources Board (CARB, 1990) die waarden opgeven in het bereik <0,2 tot 9 ng/m^3 , waarvan de meeste waarden zich beneden 1 ng/m^3 situeren. In industriële gebieden met chroom verwerkende activiteiten worden door Falerios et al. (1992) gemiddelde meetresultaten binnenshuis voor totaal Cr en Cr (VI) van respectievelijk 23 en 3 ng/m^3 bekomen. Buitenshuis bedroegen deze waarden respectievelijk 37 en 9,9 ng/m^3 .

Li et al. (2002) rapporteren Cr (VI) waarden voor residentiële en industriële gebieden in Australië van respectievelijk < 0,2 ng/m^3 (residentieel) en 0,2 tot 1,3 ng/m^3 (industrie). De meetwaarden voor industriële zones in New Jersey (USA) bedragen 0,2 tot 3,8 ng/m^3 , met een gemiddelde waarde van 1,2 ng/m^3 (Scott and Finley, 1997).

Wanneer enkel "inhaleerbaar" Cr(totaal) wordt gemeten, d.i. Cr geadsorbeerd op stofdeeltjes $\leq 10 \mu\text{m}$ (PM_{10}), werden tussen 1998 en 2000 voor Ontario (Canada) jaargemiddelde waarden gerapporteerd van 3-4 ng/m^3 voor rurale (niet-industriële gebieden) en van 3-11 ng/m^3 in stedelijk gebied met potentiële bronnen (Ontario Ministry of the Environment, 2004). In een studie daterend uit 1992 in New Jersey (USA) werd de gemiddelde verhouding inhaleerbaar Cr (VI)/totaal Cr (VI) berekend als 0,6 buitenshuis en 0,65 binnenshuis (Falerios et al., 1992).

Gebaseerd op de VMM data en in de veronderstelling dat 25 %* van totaal Cr voorkomt onder de vorm Cr (VI) kunnen schattingen van de gehalten aan Cr(III) en Cr(VI) in de Vlaamse buitenlucht gemaakt worden. In Tabel 6 zijn voor enkele bestemmingstypes deze schattingen weergegeven.

* Conservatieve schatting uit de waarden opgegeven door Sloof et al. (1990) (maximum waarde uit opgegeven bereik), Falerios et al. (1992) en Bell and Hipfner (1997).

Tabel 6: Schattingen jaargemiddelde Cr(totaal), Cr(III) en Cr(VI)-concentraties in PM₁₀ in het kalenderjaar 2003 in Vlaanderen voor verschillende bestemmingstypes.

Bestemming	Jaargemiddelde Cr-conc. [µg/m ³]		
	Cr(totaal)	Cr(III)*	Cr(VI)*
Residentieel en landelijk gebied	3.10 ⁻³	2,25.10 ⁻³	0,75.10 ⁻³
Stedelijk gebied met veel verkeer	5,5.10 ⁻³	4,13.10 ⁻³	1,38.10 ⁻³
Gebieden met non-ferro industrie	6,3.10 ⁻³	4,73.10 ⁻³	1,58.10 ⁻³
Gebieden met ferro industrie	108.10 ⁻³	81,00.10 ⁻³	27,00.10 ⁻³
Conservatief gemiddelde Vlaanderen (alle data)	17,9.10 ⁻³	13,43.10 ⁻³	4,48.10 ⁻³
Representatief gemiddelde Vlaanderen (data ferro en non-ferro niet meegenomen)	5,2.10 ⁻³	3,90.10 ⁻³	1,30.10 ⁻³

*Wanneer wordt aangenomen dat 25% can Cr totaal voorkomt onder de vorm van Cr(VI)

4.1.2 Binnenlucht

Aangezien tabak Cr bevat -er zijn concentraties van 0,24-6,3 mg/kg gemeten (IARC, 1980)- verhoogt roken de concentratie Cr in de binnenlucht. De Cr-concentratie in de binnenlucht kan 10-400x groter zijn dan concentratie in de buitenlucht (ca. 1 µg/m³; WHO, 1996a).

4.2 Bodem

Chroom is meestal onder 3-waardige vorm terug te vinden in de bodem. Hexavalent chroom wordt gereduceerd tot Cr(III) in de aanwezigheid van oxideerbaar organisch materiaal en andere electronendonoren (bv. Fe(II) en sulfides) . Deze reactie wordt bevorderd door een lage pH (James et al., 1997). Omgekeerd kan ook oxidatie van Cr(III) naar Cr(VI) optreden, zij het in veel mindere mate. De mogelijkheid en de mate waarin deze oxidatie plaatsgrijpt, wordt ondermeer bepaald door de aanwezigheid van Mn(III, IV) (hydr)oxiden, de bodem pH, en –zeer belangrijk- de vorm en oplosbaarheid van Cr (III) (James et al., 1997). Maximale oxidatie lijkt plaats te vinden bij pH 6-7 (James et al., 1997). Nieuwe Cr(III) verontreiniging onder de vorm van CrCl₃, Cr(OH)₃, en sommige vormen van Cr(III) in de afval van leerlooierijen of in rioolwaterzuiveringsslib, worden makkelijker geoxideerd dan gestabiliseerde ("aged") Cr(III) in de bodem (James et al. 1997). De anaërobe afbraak van plantaardig materiaal verhoogt de mobiliteit van Cr(III) omwille van de vorming van oplosbare complexen. De mobiliteit van elke oplosbare Cr-houdende stof hangt af van de sorptiekaracteristieken van de bodem. Meestal is het merendeel van de Cr sterk

geadsorbeerd aan de bodempartikels, weinig oplosbaar en zeer weinig mobiel (DEFRA-EA, 2002).

Het chroomgehalte van de toplaag neemt toe ten gevolge van verschillende verontreinigingsbronnen (zowel van de industrie als van het gebruik van rioolwaterzuiveringsslib) en accumuleert meestal in het bovenste bodemlaagje (Kabata-Pendias en Pendias, 1992). In tegenstelling tot trivalent Cr dat in aanzienlijke hoeveelheden voorkomt in het milieu en in hoge mate afkomstig is van natuurlijke bronnen, is vrijwel alle Cr(VI) afkomstig van menselijke activiteiten. Trivalent Cr in het milieu is thermodynamisch de meest stabiele vorm en wordt meestal aangetroffen onder de vorm van onoplosbare verbindingen zoals $\text{Cr}(\text{OH})_3$ en Cr_2O (Vitale et al., 1997).

Voor de bepaling van de typische achtergrondwaarden van zware metalen in de Vlaamse bodem wordt verwezen naar de studie van Martens et al. (1994). Er werden bodemstalen (0-10 cm m-mv of 0-20 cm m-mv) uit gans Vlaanderen verzameld zodat alle textuurklassen evenwichtig vertegenwoordigd waren. Het gehalte aan zware metalen werd gecorreleerd aan de bodemtextuur, organisch stofgehalte en pH. Bij een duidelijke overschrijding ($> 2 \times$ standaardafwijking) werd het bodemstaal geweerd. Wanneer er voor verschillende elementen aanrijking was aangetoond voor een bepaalde locatie werd deze locatie geëlimineerd voor alle elementen. De resultaten van deze studie voor het element Cr zijn terug te vinden in Tabel 7.

Tabel 7: Achtergrondwaarden [mg/kg ds] voor Cr per textuurklasse (Bon: Martens et al., 1994).

Textuur	Zand	Lemig zand	Licht zandleem	Zandleem	Leem	Klei	Zware klei
n	20	19	18	19	21	17	10
Gemiddelde	17,3	19,6	23,9	29,0	27,0	31,6	45,4
Std.	8,1	5,5	8,6	7,6	3,8	10,8	9,3
Maximum	34,0	29,0	39,3	48,1	37,7	57,2	57,0
Minimum	6,1	9,7	11,2	11,3	20,3	18,9	20,9
Mediaan	18,9	19,9	20,7	28,3	27,1	30,0	48,0

4.3 Water

4.3.1 Oppervlaktewater

De toetsing van de oppervlaktewaterkwaliteit gebeurt aan een 90-percentielnorm met als extra eis dat de concentratie voor elke meting steeds kleiner dan of gelijk moet zijn aan anderhalve keer de basiskwaliteitsnorm. Voor Cr-totaal bedraagt deze norm 50 $\mu\text{g/l}$ (VI. Reg., 1999).

Van de 734 meetplaatsen werd in het jaar 2000 slechts op 3% (34 meetplaatsen) een overschrijding vastgesteld van de basismilieukwaliteitsnorm (VMM, 2001b).

4.3.2 Grondwater

In het algemeen is de concentratie Cr in het grondwater laag, nl. $<1\mu\text{g/l}$ (WHO, 1993). In Nederland is een gemiddelde en maximale concentratie gemeten van respectievelijk $0,7\mu\text{g/l}$ en $5\mu\text{g/l}$ (Slooff et al., 1989).

De afleiding van natuurlijke achtergrondwaarden voor grondwater in Vlaanderen valt buiten het kader van deze normering. Desalniettemin kan uit gegevens van PIH (1992) afgeleid worden dat bijna alle geanalyseerde grondwaterstalen concentraties bevatten die kleiner zijn dan de overeenkomstige detectielimieten ($<10\mu\text{g/l}$ en $<2\mu\text{g/l}$).

4.3.3 Drinkwater

Gelet op de slechte oplosbaarheid van gehydrateerd Cr(III)-oxide bij $\text{pH}>5$ is het onwaarschijnlijk dat deze stof voorkomt in drinkwater. Dit in tegenstelling tot de meer oplosbare Cr(VI)-bestanddelen (Smart en Sherlock, 1985). Er zijn concentraties Cr in het drinkwater van sommige steden in de EG gerapporteerd die variëren tussen $1\text{--}5\mu\text{g/l}$. De gemiddelde concentratie bedroeg $2\mu\text{g/l}$ (Amavis et al., 1975; MAFF*, 1985). In Nederland bedroeg de Cr-concentratie in 76% van de totale drinkwatervoorziening minder dan $1\mu\text{g/l}$ en in 98% lager dan $2\mu\text{g/l}$ (Fonds et al., 1987).

In Vlaanderen mag drinkwater (leidingwater) maximaal $50\mu\text{g Cr/l}$ bevatten (Raad van Europa, 1998; Vl. Reg., 2003). Ook voor drinkwater uit flessen of recipiënten (inclusief bronwater en natuurlijk mineraal water) of voor water dat gebruikt wordt voor de fabricage en/of het in de handel brengen van voedingsmiddelen geldt de voorwaarde van $50\mu\text{g/l}$ (Min. Econ. Zaken en Min. Soc. Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu, 1999; Min. Sociale Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu, 2002). Voor een meer gedetailleerd overzicht wordt verwezen naar bijlage 1.

4.4 Planten

Voor de keuze van een geschikte bioconcentratiefactor (BCF) wordt verwezen naar de rapportage van Ruttens (2005). Deze BCF's zijn bepaald op basis van gegevens voor Cr-totaal maar worden gebruikt voor zowel Cr(III) als Cr(VI). Er werd een onderscheid gemaakt tussen voedergewassen (vee) en consumptiegewassen.

Consumptiegewassen

Voor Cr werden geen specifieke gegevens uit Vlaanderen gevonden voor consumptiegewassen en werd beroep gedaan op internationale literatuurdatabank. Omdat met een uitgebreid voedselpakket werd gewerkt was het noodzakelijk om voor gewassen waarvoor geen gegevens beschikbaar waren uit bovenvermelde studie een schatting van de BCF te maken. Dit gebeurde op basis van expertoordeel (U. Hasselt) en een beperkte vergelijking met beschikbare

* Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, VK.

literatuurgegevens waarin de metaalopname voor verschillende consumptiegewassen werd bestudeerd (Fytianos et al., 2001; Versluijs en Otte, 2001; van Wezel et al., 2003). De berekende en geschatte BCF's voor de verschillende consumptiegewassen in het voedselpakket worden weergegeven in Tabel 8.

Tabel 8: Mediane BCF waarden uit de studie van Ruttens (2005) (vet) en geschatte BCF's voor Cr voor de verschillende gewassen in het voedselpakket.

Gewassen		Gelijkstelling ¹	BCF ²
Wortelgewassen en knolgewassen			
	aardappelen		0,019^{\$}
	wortelen		0,003^{\$}
	radijs	=aardappel	0,019
bladgewassen			
bolgewassen	uien		0,0004^{\$}
	prei	= uien	0,0004
vruchtgewassen	tomaat		0,0015^{\$}
	komkommer	= tomaat	0,0015
kool	bloemkool	= aardappel	0,019
	spruitjes	= aardappel	0,019
bladgroenten	sla		0,004^{\$}
	veldsla	=gemiddelde bladgroenten uit Ruttens (2005)*	0,04^{\$}
	andijvie	=gemiddelde bladgroenten uit Ruttens (2005)*	0,04^{\$}
	spinazie	=gemiddelde bladgroenten uit Ruttens (2005)*	0,04^{\$}
	witlof	=gemiddelde bladgroenten uit Ruttens (2005)*	0,04^{\$}
	selderij	=gemiddelde bladgroenten uit Ruttens (2005)*	0,04^{\$}
peulvruchten	bonen		0,003^{\$}
	erwten	= bonen	0,003

¹: Gelijkstellingsregels gebruikt voor het schatten van de ontbrekende BCF. ; 2. Op basis van droge stof gehaltes in bodem en plant

\$: voor deze gewassen zijn gegevens beschikbaar in Ruttens (2005)

*: Gemiddelde gerapporteerd in de studie van Ruttens (2005)

Voedergewassen

Een gemiddelde waarde van de verschillende BCF's voor grassen gerapporteerd in Ruttens (2005) van 0,052 werd gebruikt voor de berekeningen van de indirecte blootstelling via de consumptie van voedergewassen door vee.

Fytotoxiciteit treedt op bij 5-30 mg/kg ds (Kabata-Pendias en Pendias, 1992). Op basis van een gemiddeld droge stofgehalte van 0,09 voor de verschillende consumptiegewassen in het voedselpakket bekomt men grenswaarden voor fytotoxiciteit op vers gewicht van 0,45-2,7 mg/kg vg. Kabata-Pendias en Pendias vermelden op basis van een studie van Macnicol en Beckett (1985) ook dat chroomgehalten tot 2 mg/kg ds tolereerbaar zijn voor landbouwgewassen. Een oogstverlies van 10% is te relateren aan <1-18 mg chroom/kg ds in de plant (Macnicol en Beckett, 1985). Op basis van een studie van Kloke et al. (1984) wordt door Kabata-Pendias en Pendias (1992) 1-2 mg/kg ds (plant) als grens gesteld voor effecten op de plantengroei bij gevoelige soorten.

4.5 Voeding

Chroom is in de voeding meestal aanwezig onder 3-waardige vorm (MAFF, 1999). Mensen kunnen trivalent Cr uit het voedsel niet oxideren tot hexavalent Cr (NRC, 1989).

In Tabel 9 zijn de gemiddelde concentraties Cr weergegeven die teruggevonden zijn in de 20 verschillende voedselgroepen van de 'total diet'-studie uit 1997, uitgevoerd in het Verenigd Koninkrijk (MAFF, 1999). De hoogste concentraties werden teruggevonden in vleesproducten, olieën en vetten, brood en andere graanproducten, noten, vis en suikers en confituren. De resultaten zijn vergelijkbaar met deze van een Griekse studie (Bratakos et al., 2002). Hier zijn de aangetoonde gehalten Cr in de voeding het hoogst in zeevruchten, peulvruchten, vlees en vleesproducten, vis, gevogelte en graanproducten.

Het aandeel van de verschillende voedselgroepen in de dagelijkse consumptie voor de MAFF studie werd gerapporteerd door Ysart et al. (1999).

Tabel 9: Gemiddelde concentraties Cr in verschillende voedselgroepen en het dagelijks consumptieaandeel van deze voedselgroepen in deze studie (resp. bronnen : MAFF, 1999 en Ysart et al., 1999).

Voedselgroep	Gemiddelde conc. [mg/kg vg]	aandeel [Kg/d]
Brood	0,15	0,11
Verscheidene graanproducten	0,15	0,10
Vlees	0,09	0,026
Slachtafval	0,08	0,001
Vleesproducten	0,23	0,044
Gevogelte	0,09	0,018
Vis	0,13	0,013
Olieën en vetten	0,17	0,029
Eieren	0,04	0,016
Suikers en confituur	0,13	0,067
Groenten (groene)	0,02	0,037
Aardappelen	0,04	0,133
Andere groenten	0,04	0,073
Groenten in blik	0,06	0,035
Vers fruit	0,02	0,065
Fruitproducten	0,03	0,043
Dranken	0,02	0,863
Melk	0,01	0,284
Zuivel	0,09	0,057
Noten	0,14	0,002

Bepaalde Cr-houdende stoffen worden gebruikt in voor voedingsmiddelen geschikt plastic verpakkingsmateriaal. Anorganische Cr(III)- en Cr(VI)-bestanddelen en Cr(III)-stearylchloride mogen hiervoor gebruikt worden (Raad van Europa, 1982). Er mag maximaal 0,05 mg/kg Cr(VI) en 60 mg/kg Cr(III) migreren naar het voedsel.

Er zijn voor zover bekend geen kwaliteitseisen waaraan voeding of diervoeding moet voldoen inzake de aanwezigheid van chroom (bijlage 2-3).

4.6 Humane achtergrondblootstelling

4.6.1 Orale achtergrondblootstelling

Er zijn in het algemeen weinig recente dieetstudies bekend waaruit de orale achtergrondblootstelling voor Cr kan berekend worden. De beschikbare en relevante dieetstudies zijn opgelijst en geëvalueerd in Tabel 10. Voor de evaluatiemethode wordt verwezen naar bijlage 4.

Tabel 10: Evaluatie dieetstudies chroom.

Land	Opmerking	Gemidd. dagelijkse inname [$\mu\text{g}/\text{d}$]	Criteria (cfr. Bijlage)				Referentie
			regio	recent	refer.	type	
België	Volwassenen; 1992	37,3 35,9§	J/J	J/J	J/J	D	Deelstra et al., 1996
België	Volwassenen; 1982	370 200§	J/N	N	J/J	D	Buchet et al., 1983
Verenigd Koninkrijk	'1997 UK total diet study'	100	J/N	J/J	J/J	T	MAFF, 1999
Griekenland	-	143	J/N	J/J	J/J	M	Bratakos et al., 2002

§: geometrisch gemiddelde;

regio, recent, refer.: J (Ja) of N (Neen); cfr. bijlage 4;

type: D ('Duplicaat maaltijd'-studie); M ('Market basket'-studie); T ('Totaal dieet'-studie); cfr. bijlage 4.

In de 'totaal dieet'-studie die in 1997 in het Verenigd-Koninkrijk is uitgevoerd (MAFF, 1999), wordt de orale dagelijkse blootstellingsdosis aan Cr geschat op 100 $\mu\text{g}/\text{d}$ voor zowel de totale populatie* als voor de gemiddelde volwassen consument†. Het 97,5^e percentiel van de consumptie van volwassenen bedraagt 170 $\mu\text{g}/\text{d}$ (wordt geschat met data van Gregory et al., 1990). De resultaten van voorgaande total diet-studies uitgevoerd in het Verenigd Koninkrijk tussen 1976-1997 (gegevens niet voor alle landen voorhanden) geven aan dat de orale blootstelling eerder variabel is: minimum: 73 $\mu\text{g}/\text{d}$ (1984), maximum: 340 $\mu\text{g}/\text{d}$ (1994). De waarde van 1994 is eigenlijk uitzonderlijk en te wijten aan de ongewone concentraties in olieën en vetten, melk en zuivel, en noten. Indien deze waarde buiten beschouwing wordt gelaten, bedraagt het maximum over deze periode 250 $\mu\text{g}/\text{d}$ (MAFF, 1999). Mogelijk is deze variatie te verklaren a.h.v. de technologische ontwikkelingen in de analysetechnieken (detectielimiet).

In Griekenland is de gemiddelde Cr-inname recent geschat op 143 $\mu\text{g}/\text{d}$ (Bratakos et al., 2002). Het aandeel groenten, granen en vlees in de totale orale blootstelling bedroeg respectievelijk 38,4%, 23,4% en 17%.

ATSDR (2000) vermeldt dat de dagelijkse Cr-inname in de VS bij mensen met een geselecteerd dieet (25% en 43% vet) geschat is tussen 25-224 $\mu\text{g}/\text{d}$, met een gemiddelde van 76 $\mu\text{g}/\text{d}$. Deze waarde benadert deze van Bennet (1986), nl. 60 $\mu\text{g}/\text{d}$. In de herevaluatie van de humaan-toxicologische grenswaarden door RIVM (Baars et al., 2001) is als orale achtergrondblootstelling eveneens 60 $\mu\text{g}/\text{d}$ gehanteerd als gemiddelde dagelijkse inname. Ter vergelijking: in een studie van CCRX (1994) bedragen de resultaten van een duplicate meal-studie in 1984-1985

* Deze dosis wordt geschat a.h.v. enerzijds de bovengrens van de gemiddelde concentraties van de 20 voedselgroepen en anderzijds de gemiddelde consumptie van elke voedingsgroep met data van de National Food Survey (MAFF, 1998).

† Deze dosis wordt geschat a.h.v. enerzijds de bovengrens van de gemiddelde concentraties van de 20 voedselgroepen en anderzijds de data van de Nutritional Survey of British Adults (Gregory et al., 1990).

(RIVM) als volgt: mediaan dagelijkse waarde: 200 µg/d (spreiding: 0-5200 µg/d). Deze waarde is vergelijkbaar met deze bepaald in België voor ongeveer dezelfde periode (Buchet et al., 1983). Het is onduidelijk of er concrete aanwijzingen zijn dat de dagelijkse orale dosis in Nederland effectief ca. 3x is verkleind.

DEFRA-EA (2002a) heeft de gemiddelde dagelijkse inname van Cr voor volwassenen, bepaald in de MAFF-studie van 1999, omgerekend naar een dosis van 117 µg/d voor personen van 70 kg. Bij deze orale blootstelling is vervolgens nog een conservatieve dosis bijgeteld voor de opname van Cr via drinkwater, nl. 10 µg/d. Deze dosis is berekend a.h.v. de veronderstelling dat de maximumconcentratie in het Brits drinkwater niet meer dan 5 µg/l bedraagt en een dagelijkse consumptie 2 l/d voor volwassenen. Meestal is Cr onder 3-waardige vorm aanwezig in de voeding. De speciatie in drinkwater is minder zeker. In de veronderstelling dat niet meer dan 10% van het totale Cr-gehalte in de voeding en water hexavalent is, wordt uiteindelijk een gemiddelde dagelijkse inname van Cr(VI) berekend van ca. 0,2 µg/kg/d (13 µg/d; 70 kg).

Voor België zijn er voor zover bekend enkel gegevens beschikbaar van de 'duplicaat maaltijd'-studies van Buchet et al. (1983) en van Deelstra et al. (1996). De resultaten van de studie van Deelstra et al. (1996) worden gebruikt bij de berekening van de orale achtergrondblootstelling in Vlaanderen (België). Deze studie is uitgevoerd in het kader van het Impulsprogramma 'Gezondheidsrisico's i.v.m. voeding' uitgevoerd tussen 1990-1995. Hierbij zijn in 1992 tijdens verschillende periodes gedurende 7 opeenvolgende dagen 24-uurs menu's verzameld in de Koninklijke Militaire School (Brussel), het UZ Antwerpen, het Militair Ziekenhuis te Neder-Over-Heembeek, het Kwartier Majoor Hossiau-Peutie en het Centre Hospitalier Universitaire Liège. Omdat de monsternamen in het Militair Ziekenhuis te Neder-Over-Heembeek niet correct werd uitgevoerd is deze reeks niet gebruikt. Zo beschikte het project in totaal over 2x7 menu's die in ziekenhuizen aangeboden werden aan volwassen, gezonde mannen en vrouwen en over 2x7 menu's die aangeboden werden aan uitsluitend mannen van 20-30 jaar (Deelstra, 1996).

De gemiddelde en geometrisch gemiddelde dagelijkse inname bedroegen respectievelijk 37,3 µg/d en 35,9 µg/d. Aangezien de data eerder lognormaal verdeeld zijn, wordt het geometrisch gemiddelde gebruikt voor de berekening van de gemiddelde Vlaamse orale blootstelling: voor een persoon van 70 kg wordt zo een gemiddelde orale blootstelling aan Cr(totaal) berekend van $5,1 \cdot 10^{-1}$ µg/kg/d.

Er moet opgemerkt worden dat de bereiding van voeding in roestvrij stalen kookgerei de blootstelling aan Cr kan verhogen. Dit is vnl. het geval bij zure voedingswaren (o.a. Rasmussen, 1983).

4.6.2 Inhalatoire achtergrondblootstelling

Gebaseerd op de VMM data (VMM, 2004) en in de veronderstelling dat 25 %* van totaal Cr voorkomt onder de vorm Cr (VI) (zie Falerios et al., 1992) kunnen schattingen van de inhalatoire achtergrondblootstelling aan Cr(III) en Cr(VI) in de Vlaamse buitenlucht gemaakt worden. In Tabel 11 zijn voor enkele bestemmingstypes deze schattingen weergegeven.

* Conservatieve schatting uit de waarden opgegeven door Sloof et al. (1990) (maximum waarde uit opgegeven bereik), Falerios et al. (1992) en Bell and Hipfner (1997).

Tabel 11: Schattingen jaargemiddelde inhalatoire Cr(totaal), Cr(III) en Cr(VI)-inname gebaseerd op de concentraties in PM₁₀ in het kalenderjaar 2003 in Vlaanderen voor verschillende bestemmingstypes.

Bestemming	Jaargemiddelde Cr-conc. [ng/kg.d]		
	Cr(totaal)	Cr(III)*	Cr(VI)*
Residentieel en landelijk gebied	0,86	0,64	0,22
Stedelijk gebied met veel verkeer	1,57	1,18	0,39
Gebieden met non-ferro industrie	1,80	1,35	0,45
Gebieden met ferro industrie	30,86	23,14	7,72
Conservatief gemiddelde Vlaanderen (alle data)	5,12	3,84	1,28
Representatief gemiddelde Vlaanderen (data ferro en non-ferro niet meegenomen)	1,49	1,11	0,37

*Wanneer wordt aangenomen dat 25% can Cr totaal voorkomt onder de vorm van Cr(VI)

4.6.3 Gecorrigeerde orale achtergrondblootstelling

De additionele consumptie van groenten, vlees en melk in het standaardscenario van Vlier-Humaan voor bestemmingstype II (bovenop de gemiddelde achtergrondblootstelling) maakt de blootstellingsberekeningen mogelijk te conservatief. Een analoge redenering geldt voor de blootstellingsberekeningen voor bestemmingstype III. Hier wordt bovenop de orale achtergrondblootstelling (afgeleid uit literatuurgegevens zoals hierboven) nog een additionele hoeveelheid (gecontamineerde) groenten bijgeteld.

Zonder het standaardformularium te veranderen kan een mogelijke correctie uitgevoerd worden d.m.v. een aangepaste (i.e. gereduceerde) achtergrondblootstelling. Voor bestemmingstype II en III wordt de gecorrigeerde orale achtergrondblootstelling als volgt berekend: type II: [totale dagelijkse Cr-inname - 50%(groenten en fruit)* - 50%(vlees en vleesproducten) - 100%(zuivel)]/70 en type III: [totale dagelijkse Cr-inname - 25%(groenten en fruit)]/70. Voor het aandeel van de verschillende voedingsproducten in de dagelijks voedselbesteding

* De metaalgehalten in "groenten uit blik" en "fruitproducten" uit de MAFF (1999) studie worden niet gebruikt voor de correctie omdat wordt aangenomen dat ze niet afkomstig zijn van eigen bodem.

werd gebruik gemaakt van de gegevens van Ysart et al. (1999) vermeld in Tabel 9*.

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

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

Voor beide bestemmingstypes zijn de berekeningen uitgevoerd met deze afwijkende invoergegevens. De aanpassing van de ingevoerde achtergrondblootstelling heeft logischerwijze een verhoging van de niet-bijgestelde BSN tot gevolg.

4.6.4 Totale achtergrondblootstelling

Er moet opgemerkt worden dat professionele blootstelling aan Cr-houdende stoffen en roken de inhalatoire achtergrondblootstelling verhogen. Deze factoren worden niet meegenomen bij de bepaling van de gemiddelde totale achtergrondblootstelling.

Voor Vlaanderen kunnen voor Cr(III) en Cr(VI) volgende gemiddelde totale achtergrondblootstellingen geschat worden:

- Cr (III)

De belangrijkste blootstellingsweg van Cr(III) is deze via de voeding (veronderstelling: alle Cr in de voeding 3-waardig). Blootstelling via inhalatoire route is zo goed als verwaarloosbaar. De gemiddelde representatieve Vlaamse achtergrondconcentratie aan Cr(III) in de buitenlucht bedraagt $3,9 \cdot 10^{-3}$ µg/m³ (75% van Cr totaal).

- oraal	Type II:	$4,1 \cdot 10^{-1}$ µg/kg.d (Deelstra et al., 1996);
	Type III:	$5,0 \cdot 10^{-1}$ µg/kg.d (Deelstra et al., 1996);

* De vetgedrukte waarden uit de MAFF (1999) studie en Ysart et al. (1999) worden gebruikt om het aandeel van groenten en fruit, vlees en zuivel in de dagelijkse inname te bepalen. Omdat de dagelijkse inname uit de MAFF studie (voor het VK) niet noodzakelijk gelijk is aan een representatieve inname voor Vlaanderen wordt vervolgens het proportioneel aandeel van deze voedingsgroepen in de Vlaamse inname bepaald en in mindering gebracht gebruik makende van de vermelde formules voor bestemmingstype II en III.

Type IV en V: $5,1 \cdot 10^{-1} \mu\text{g/kg.d}$ (Deelstra et al., 1996);
 - inhalatoir: $1,11 \cdot 10^{-3} \mu\text{g/kg.d}$ (via VMM, 2004; Cr(III)
 75% van Cr totaal);

- Cr(VI)

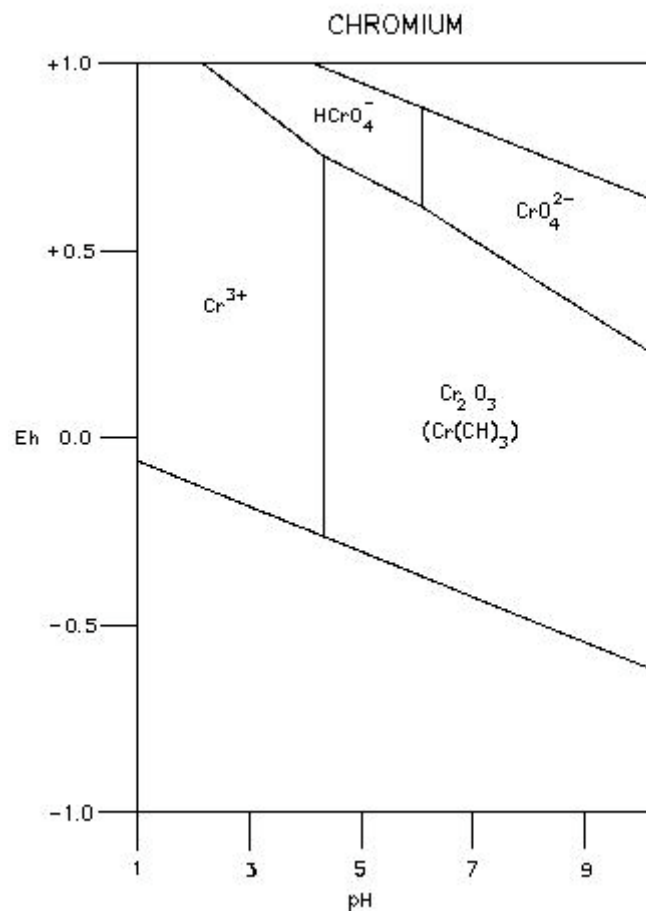
Er zijn onvoldoende data voor Vlaanderen om een voldoende betrouwbare orale en inhalatoire blootstelling te berekenen. Het gehalte aan Cr(VI) kan wel geschat worden indien wordt verondersteld dat niet meer dan 10% (DEFRA-EA, 2002a) van het totale Cr-gehalte in de voeding en water hexavalent is. De gemiddelde representatieve Vlaamse achtergrondconcentratie aan Cr(VI) in de buitenlucht wordt geschat op $1,3 \cdot 10^{-3} \mu\text{g/m}^3$ (25% van Cr totaal).

- oraal: Type II: $4,1 \cdot 10^{-2} \mu\text{g/kg.d}$ (Cr(VI): max. 10% Cr-totaal);
 Type III: $5,0 \cdot 10^{-2} \mu\text{g/kg.d}$ (Cr(VI): max. 10% Cr-totaal);
 Type IV en V: $5,1 \cdot 10^{-2} \mu\text{g/kg.d}$ (Cr(VI): max. 10% Cr-totaal)
 - inhalatoir: $0,37 \cdot 10^{-3} \mu\text{g/kg.d}$ (via VMM, 2004; Cr(VI) 25%
 van Cr totaal);

5 Gedrag in de bodem

Meestal is chroom onder trivalente vorm aanwezig in de bodem. Aangezien Cr^{3+} enkel in zeer zuur midden (weinig) mobiel is en bij pH 5,5 bijna volledig is geprecipiteerd, worden Cr(III)-componenten in de bodem meestal als zeer stabiel beschouwd. Hexavalent Cr is onstabiel in de bodem en verspreidt zich gemakkelijk zowel in zuur als alkalisch milieu (Kabata-Pendias en Pendias, 1992).

Het gedrag in de bodem wordt zowel door de pH als door de redoxpotentiaal beïnvloed (El-Bassam et al., 1975). Bij een redoxpotentiaal van 500 mV wordt bij pH 5 vooral Cr^{3+} teruggevonden; $\text{Cr}(\text{OH})_3$ wordt gevormd tussen pH 5-7 en CrO_4^{2-} bij pH > 7. Of, m.a.w. Cr(VI) wordt voornamelijk teruggevonden in alkalische sterk oxiderende milieus terwijl Cr(III) eerder voorkomt in minder oxiderende tot reducerende milieus. Het pH-Eh diagramma voor chroom is opgenomen in Figuur 1.



Figuur 1: Eh-pH diagramma voor Cr (Bron: CEE, 2002)

De adsorptie van Cr door kleien is ook zeer pH-afhankelijk (Griffin et al., 1977): bij stijgende pH daalt de adsorptie van Cr(VI) terwijl de adsorptie van Cr^{3+} stijgt. Een andere factor die het adsorptieproces beïnvloedt, is de CEC (kationuitwisselingscapaciteit) van de bodem. Specifieke adsorptie is van minder

belang. Wanneer de pH het PZC-punt (Point of Zero Charge) overschrijdt wordt voornamelijk Cr(III) geadsorbeerd. Indien de pH kleiner is dan PZC worden chromaten geadsorbeerd, vooral op ijzer- en aluminiumoxiden en -hydroxiden (omwille van hun hoge PZC-waarden). Bij een $pH > 8,5$ is de adsorptie van Cr(VI) verwaarloosbaar (Slooff et al., 1990).

Het gedrag van Cr kan beïnvloed worden door organische Cr-complexen. Het belangrijkste effect van organisch materiaal is echter de stimulatie van de reductie van Cr(VI) naar Cr(III) (Kabata-Pendias en Pendias, 1992).

Voor de bepaling van de bodem-water verdelingscoëfficiënt (K_d) wordt verwezen naar de rapportage van Smolders et al. (2000) en hoofdstuk 5.

6 Ecotoxicologie

Voor de ecotoxicologische aspecten wordt verwezen naar de rapporten 'Methodiek voor het afleiden van ecologische bodemnormen in Vlaanderen' (Bierkens, 2001) en 'Herziening bodemsaneringsnormen voor zware metalen in de bodem: ecotoxicologische benadering' (Waegeneers en Smolders, 2002).

7 Toxicologie

Naast de geciteerde werken werd vooral gebruik gemaakt van RAIS (1997).

7.1 Essentialiteit

Cr(III) is een essentieel element voor zowel mens als dier. Het speelt een rol in het metabolisme van glucose, lipiden en proteïnen en zou de interactie tussen insuline en de cellulaire receptor ervan vergemakkelijken (WHO, 1996a; ATSDR, 2000; DEFRA-EA, 2002a). Velen zouden onvoldoende Cr opnemen. Indien Cr wordt toegediend bij mensen die (licht) gebrek aan dit element vertonen, verbetert het metabolisme van glucose, proteïne en lipiden. Supplementatie tot 1.000 µg/d is meestal bevorderlijk (Anderson, 1989, 1997). Symptomen van Cr-gebrek zijn gelijkaardig aan deze van ouderdomsdiabetes en hart- en vaatziektes (DEFRA-EA, 2002a).

Rekening houdend met de verschillende chemische vormen van Cr(III) bedraagt de dagelijks aanbevolen dosis 0,05-0,2 mg/d voor volwassenen (NRC, 1989). Het CMAFP (Committee on Medical Aspects of Food Policy, VK) heeft een vergelijkbare waarde voorgesteld als 'veilige en adequate' hoeveelheid Cr(III), nl. >25 µg/d voor volwassenen (geen bovengrens voorgesteld) en een lagere waarde van 0,1-1 µg/kg.d voor kinderen en adolescenten (DoH, 1991). De FDA heeft een RDI (Reference Daily Intake) geselecteerd van 120 µg/d (DHHS, 1995).

De WHO (1996a) schat het minimaal populatiegemiddelde welke voorziet in de normatieve* behoefte op 33 µg/d. De bovengrens van het veiligheidsinterval van de populatiegemiddelden ligt mogelijk boven de 250 µg/d. Er wordt echter aanbevolen deze dosis niet te overschrijden. In België heeft de Hoge Gezondheidsraad (HGR, 2000) wegens gebrek aan gegevens over de noodzaak aan en het metabolisme van chroom, geen specifieke behoeften bepaald (EC,1993).

Er is onvoldoende informatie voorhanden om de Cr-behoefte voor dieren af te leiden. De Maximaal Toelaatbare Concentratie voor vee is vastgesteld op 3.000 mg/kg ds voor Cr(III)-oxide en 1.000 mg/kg ds voor Cr(III)-chloride (NRC, 1997). De algemeen beschouwde veilige concentratie van Cr in drinkwater voor vee is 0,1 mg/l. In het LNV-rapport (1991) wordt vermeld dat vee tot 300 à 2000 mg Cr/kg veevoeding kan verdragen. Slooff et al. (1989) en Williams (1987) rapporteren dat een inname van meer dan ca. 2 mg Cr(VI)/kg lw.d schadelijk kan zijn voor runderen. Dit komt overeen met 65 mg Cr/kg in het dagelijkse rantsoen van 15 kg droge stof.

* Normatieve behoefte: verwijst naar de inname die voldoende is om een bepaald gehalte aan opslag in weefsel of een andere reserve op peil te houden welke door experts als wenselijk wordt geacht. Naast de normatieve behoefte bestaat er ook de basale behoefte. Deze verwijst naar de inname die noodzakelijk is om pathologisch relevante en klinisch detecteerbare tekenen van beschadigde functies die te wijten zijn aan een gebrek aan het element (WHO, 1996b) te voorkomen.

7.2 Toxicokinetiek

7.2.1 Absorptie

Hexavalent chroom wordt veel beter geabsorbeerd dan trivalent chroom. Veel trivalente Cr-houdende stoffen worden zo slecht geabsorbeerd dat ze worden gebruikt als fecale 'merker' bij mens en dier (WHO, 1988). Mensen absorberen ongeveer 0,4-2% Cr(III) uit het voedsel; bij lage doses wordt er efficiënter geabsorbeerd dan bij hoge doses. De absorptie bij ouderen wordt hoger geschat nl. 2,4% (Anderson et al., 1983; Anderson, 1986).

Oraal toegediend hexavalent chroom wordt veel beter geabsorbeerd bij alle onderzochte soorten maar is niet hoger dan 5% (Donaldson en Barreras, 1966). Een studie van Kerger et al. (1997) vermeldt (humane) absorptiefactoren voor Cr(VI) die meestal gelegen zijn tussen 3-6%. Er wordt verondersteld dat een groot deel van toegediend Cr(VI) gastroïntestinaal gereduceerd wordt tot organische Cr(III)-complexen vooraleer absorptie optreedt. Enkel de inname die de reducerende capaciteit van de maag overschrijdt zal resulteren in een significante absorptie van Cr(VI) doorheen de gastroïntestinale mucosa (Feltzer en Dourson, 1997).

Bij ratten bedraagt de absorptie van Cr(III) <0,5-3%. De efficiëntie van absorptie verhoogt (3-5x t.o.v. chroomchloride) indien het ion bindt met bepaalde liganden zodat precipitatie vermeden wordt (WHO, 1988). Er zijn echter tegenstrijdige bevindingen over het feit dat de biologisch actieve vorm van Cr (nl. glucose tolerantiefactor) gemakkelijker wordt geabsorbeerd dan Cr(III). Zo zijn er aanwijzingen dat organisch Cr, hoewel het misschien gemakkelijker wordt geabsorbeerd snel het lichaam passeert zonder te worden gebruikt (Anderson et al., 1980). De absorptie van CrCl_3 bij herkauwers en ratten is gelijkaardig. Bij geiten die aan het begin van hun lactatieperiode waren, werd op basis van concentraties in de urine, melk en het lichaam (uitgezonderd het maag-darmkanaal) gerapporteerd (Anke et al., 1971) dat 0,76% van het toegediende CrCl_3 geabsorbeerd werd. Er werd opgemerkt dat de absorptie hoger kon zijn gezien Cr uitgescheiden wordt in het darmkanaal via de gal en andere secreties.

Baars et al. (2001) en WHO (1988) vermelden dat blootstelling van proefdieren aan anorganische Cr(III)- en Cr(VI)-zouten absorptiefactoren gaven van <0,5%-6% en dat in humane studies deze geschat werden tot 10%. Op basis van zowel dierlijke als humane studies wordt een factor van 5% beschouwd als een gemiddelde waarde voor beide vormen van Cr. Voor organisch Cr(III) in voedsel wordt een gemiddelde waarde van 25% geaccepteerd.

Voor wat betreft de inhalatoire absorptie zijn er maar beperkte gegevens. Werknemers blootgesteld aan chroomhoudende bestanddelen hebben chroom in hun bloed en urine, wat wijst op absorptie via de longen. Ratten blootgesteld aan $7,35 \text{ mg/m}^3$ zinkchromaat gedurende 250 minuten hadden $0,22 \mu\text{g}$ chroom/ml bloed. Herhaalde blootstelling leidt eerst tot hogere chroomspiegels in het bloed. Na 2-3 dagen beginnen de serumspiegels echter te dalen ondanks de herhaalde blootstelling. Uit dierproeven zijn absorptiepercentages na inhalatoire blootstelling bekend die variëren van 5-30% voor Cr(III) en tot 30% voor Cr(VI) (Baars et al., 2001).

De absorptie van Cr(VI) en Cr(III) via de normale huid is beschreven maar kwantitatieve gegevens ontbreken. Bepalende factoren die de absorptie beïnvloeden zijn het oxidatieniveau, de aard van het anion en de pH van de oplossing. Chroom induceert huidletsels. Absorptie door een beschadigde huid is veel hoger.

7.2.2 Distributie

Chroom(III) bindt op plasma-eiwitten zoals transferrine terwijl chroom(VI) door de rode bloedcellen wordt opgenomen en op hemoglobine bindt. Distributie gebeurt zowel bij mens als dier via dezelfde weg. Werknemers blootgesteld aan chroom via de inhalatoire weg hadden 300x, 3x, 10x, en 40x meer chroom in resp. de longen, de lever, de nieren en de bijnieren dan de controlegroep. Zij hadden ook meer chroom -Cr(III) en Cr(VI)- in de urine en de rode bloedcellen.

Na blootstelling via intraveneuze (i.v.), subcutane (s.c.) of intratracheale toediening worden Cr(III) en Cr(VI) in alle weefsels teruggevonden, vooral in de longen, milt, beenmerg, lever, nieren en de testes (Sipowicz et al., 1997). Bij jonge dieren gaat Cr(III) ook naar het bot.

Chroomchloride, toegediend via het drinkwater bij ratten of honden wordt vooral teruggevonden in de lever, de nieren en de milt. Als gevolg van het verschil in absorptie zijn de niveaus chroom in de verschillende weefsels hoger na de toediening van Cr(VI) dan van Cr(III).

7.2.3 Metabolisme

Chroom(VI) ondergaat enzymatische reductie tot Cr(V) en Cr(III) in verschillende weefsels, o.m. de longen en de maag (Wetterhahn en Hamilton, 1989; Dayan en Paine, 2001). *In vitro* en in fysiologische omstandigheden kunnen ascorbaat, thiolen, glutathion, cysteine, cysteamine, coenzyme A Cr(VI) reduceren. Chroom(III) reageert met DNA en chromosomale eiwitten en induceert genexpressie (metallothioneïne; tumorsuppressor genen; Solis-Heredia et al., 2000).

7.2.4 Eliminatie

Als gevolg van de lage absorptie na orale toediening wordt de grootste hoeveelheid chroom via de feces uitgescheiden. Geabsorbeerd chroom wordt vooral via de nieren en de urine enerzijds, de gal en de feces anderzijds, geëlimineerd. Studies bij mensen en dieren tonen aan dat urine de voornaamste eliminatieweg is na orale of intraveneuze (i.v.) toediening terwijl excretie zowel via de urine als de feces gebeurt na inhalatoire of intratracheale blootstelling. Bij proefpersonen die Cr(VI) kregen toegediend werd <2-8% van de dosis teruggevonden in de urine. Bij stijgende dosis bleek ook het excretiepercentage te verhogen (Finley et al., 1997).

Na een onderhuidse (s.c.) of intraperitoneale (i.p.) injectie van Cr(III)-chloride bij muizen is de halveringstijd in het bloed 31-41 u. Over eliminatie na dermale blootstelling of orale toediening is weinig gekend.

7.3 Effecten op proefdieren en *in vitro*

7.3.1 Actute toxiciteit

Orale LD₅₀-waarden voor Cr(VI) gaan van 54 mg/kg (ammoniumdichromaet bij de rat) tot 300 mg/kg (kaliumchromaat bij de muis). Orale LD₅₀ waarden voor Cr(III) zijn bijzonder hoog, bv. 11 g/kg (voor chroomacetaet bij de muis). Na chroomintoxicatie sterven dieren als gevolg van longoedeem en/of gastro-intestinale irritatie met ulceraties.

Inhalatoire LC₅₀ waarden bij de rat variëren van 94 (voor kaliumchromaat) tot 158 mg/m³ (ammoniumdichromaet). Dieren bezwijken aan respiratoire insufficiëntie. Er werden geen letaliteitgegevens gevonden voor inhalatoire blootstelling aan Cr(III).

Na injectie van Cr(III) of Cr(VI) wordt vooral niertoxiciteit waargenomen, hoofdzakelijk als gevolg van tubulaire necrose.

LD₅₀-waarden (mg/kg) voor chroomderivaten na toediening via de huid bij konijnen variëren van 1,0 (natriumdichromaet) tot 1,7 (kaliumdichromaet). Dieren sterven als gevolg van huidnecrose en diarree.

In vitro was Cr(VI) in tegenstelling tot Cr(III) cytotoxisch voor een opossum-niercellijn (LC₅₀ 5 µM) en voor een humane levercellijn (LC₅₀: 50 µM; Dartsch et al., 1998).

7.3.2 Korte termijn blootstelling

Wanneer BD-ratten 2% of 5% Cr(III)-oxide in het dieet toegediend kregen gedurende 90 dagen (totale hoeveelheid, 73 g/kg of 165 g/kg), werden geen nadelige effecten waargenomen, met uitzondering van een lager gewicht van de lever en de milt.

Wanneer konijnen 6 uur/dag, 5dagen/week gedurende 4 weken blootgesteld worden aan 0,9 mg Cr(VI)/m³ (natriumchromaat, aerosol) of 0,6 mg Cr(III)/m³ (chroomnitraet, aerosol), wordt de morfologie van de longen weinig aangetast. Macrofagen waren groter in beide groepen. De capaciteit tot fagocytose was alleen verminderd na blootstelling aan chroomnitraet.

Na blootstelling aan 0,2 mg/m³ Cr(VI), continu gedurende 90 dagen, was de activiteit van alveolaire macrofagen in de long verminderd. Bij concentraties lager dan 0,1 mg/m³ Cr(VI) was deze activiteit, alsook de antilichaamproductie, gestimuleerd (Glaser et al., 1985). Behandeling van humane witte bloedcellen van het perifeer bloed met Cr (III) stimuleert de secretie van IL-6 en prostaglandine E2 maar heeft geen invloed op de productie van TNF- (Liu et al., 1999). Contactallergie kan worden geïnduceerd in muizen met kaliumdichromaet opgelost in dimethylsulfoxide (Mor et al., 1988).

7.3.3 Lange termijn blootstelling

De toediening van 0-25 ppm Cr(III)-chloride of Cr(VI) (kaliumdichromaet) in het drinkwater gedurende 1 jaar heeft geen nadelige effecten bij BD-ratten. De toediening van 5 % Cr(III)-oxide in het voedsel 5 dagen/week gedurende 840 dagen had eveneens geen gevolgen (Ivankovic en Preussmann, 1975).

Honden vertoonden geen nadelige effecten van 11,2 ppm kaliumchromaat in het drinkwater gedurende 4 jaar. Een NOEL van 0,31 mg kaliumchromaat/kg.d of 0,089 mg Cr(VI)/kg.d werd daarvan afgeleid.

De inhalatie van calciumchromaatstof (13 mg/m^3 of $4,33 \text{ mg Cr(VI)/m}^3$) 5 uren/dag, 5 dagen/week leidde na 6 maand tot verminderd gewichtstoename, necrose of atrofie van het epitheel in de bronchi, longemfyseem, atrofie van lever en milt, zwelling, gevolgd door atrofie van de lymfeklieren.

Ratten en konijnen levenslang blootgesteld aan Cr(VI) (natriumchromaat of kaliumdichromaat, 3 tot 4 mg/m^3) 4 uur/dag, 5 dagen/week, ontwikkelden neusperforaties en longontsteking maar hun algemene toestand bleef normaal.

7.3.4 Reproductietoxiciteit, embryotoxiciteit en teratogeniteit

Cr(VI) is duidelijk teratogeen bij hamsters: een intraveneuze injectie van chroomtrioxide op dag 8 van de dracht leidde tot een verhoogd percentage foetale resorptie, en verschillende misvormingen zoals gesplitst gehemelte, omphalocele ('open buik'), spina bifida ('open rug') en waterhoofd. Ook bij de muis is Cr(VI) fetotoxisch: 750 ppm kaliumdichromaat ' in het drinkwater van dag 14 tot dag 19 van de dracht leidde tot een verminderd aantal geboren pups, en meer misvormingen (o.m. van het geraamte) en hemorragieën (Junaid et al., 1995).

Subcutane injectie van $19,5 \text{ mg Cr(III)-chloride/kg}$ op dag 7, 8, of 9 van de dracht leidde ook tot resorptie en misvormingen bij de muis (bv. spina bifida, gesplitst gehemelte, gefusioneerde ribben). Een injectie van $9,76 \text{ mg Cr(III)-chloride/kg}$ om de 2 dagen vanaf dag 0 tot dag 16 had geen duidelijke effecten (Iijima et al., 1983).

BD-ratten van beide geslachten kregen voedsel met 5% chroomoxide 5 dagen/week gedurende 90 dagen (Ivankovic and Preussmann, 1975). Deze behandeling had geen effect op de vruchtbaarheid noch op de nakomelingen die gedurende 600 dagen werden gevolgd.

Er zijn geen gegevens over reproductieve toxiciteit na inhalatoire blootstelling bij proefdieren.

7.3.5 Mutageniteit

Cr(VI)-derivaten zoals kaliumdichromaat zijn mutageen in de meeste assays (zoals hprt-mutaties in CHO-cellen) bij micromolaire concentraties. In vivo induceren Cr(VI)-derivaten mutaties in de 'big blue'-transgene muis. Chroom(VI) is duidelijk clastogeen (bezitten de mogelijkheid om DNA-strengen te breken) en zorgt voor chromosoomaberraties, inclusief micronuclei, zusterchromatide uitwisseling, DNA-breken, DNA-DNA en DNA-eiwit cross-links (Shindo et al., 1989; Ito en Shimada, 1998; Cheng et al., 2000). Oplosbare Cr(III)-derivaten zijn veel minder mutageen, maar onoplosbare derivaten vertonen meer activiteit (Stearns et al., 2002). In aanwezigheid van waterstofperoxide induceert Cr(III) oxidatieve letsels in het DNA (Qi et al., 2000).

7.3.6 Carcinogeniteit

Na orale toediening is chroom niet carcinogeen bij de rat.

Na inhalatoire blootstelling zijn de resultaten van dierproeven onduidelijk: er waren problemen met de statistiek (aantal dieren te klein) of met de pathologie (goedaardige tumoren of kwaadaardige tumoren van een type dat niet beschreven is bij de mens, en dus weinig relevant) of er waren geen effecten (Glaser et al., 1986; Lee et al., 1988).

Tumoren ontwikkelden op de plaats van de injectie na toediening van Cr(VI) in de pleura of in de bronchi na intratracheale injectie. Tumoren konden niet worden geïnduceerd door dermale blootstelling aan chroom.

7.4 Effecten op mensen

7.4.1 Acute toxiciteit

De geschatte LC_{50} -waarden voor de inhalatoire toxiciteit van chroom bij de mens gaan van 5 mg/m^3 [zinkchromaat, Cr(VI)] tot 94 mg/m^3 [kaliumdichromaat, Cr(VI)]. De inhalatie van chroom is verantwoordelijk voor irritatie van de bovenste luchtwegen en eventueel ulceraties.

De geschatte LC_{10} -waarden voor orale toxiciteit van chroom gaan van 71 mg/kg voor chroom (oxidatieniveau niet vermeld) tot $1 \text{ à } 5 \text{ g}$ voor zeswaardig Cr (anion niet vermeld). Na vergiftiging sterven patiënten als gevolg van gastro-intestinale ulceraties en bloedingen, met shock als gevolg (Varma et al., 1994; Loubieres et al., 1999).

7.4.2 Reproductietoxiciteit, embryotoxiciteit en teratogeniteit

Voor zover bekend is er geen informatie over de reproductieve toxiciteit van chroom bij de mens beschikbaar.

7.4.3 Mutageniteit

Informatie over biomonitoringstudies met betrekking tot beroepshalve blootstelling aan chroom(VI) suggereren genotoxiciteit omwille van een toename van micronucleï, doch negatieve resultaten werden ook gerapporteerd (Benova et al., 2002).

7.4.4 Carcinogeniteit

Beroepshalve inhalatoire blootstelling aan chroom leidt duidelijk tot een verhoogd risico voor longkanker (Relatief Risico: 30), kanker van de bovenste luchtwegen, kanker van maag en darm en waarschijnlijk ook kanker van de lagere urinewegen (Claude et al., 1988; IARC, 1990; Becker et al., 1991; Langard, 1994).

Voor zover bekend is er geen informatie beschikbaar over de carcinogeniciteit van chroom na orale blootstelling.

De toediening van chroom via de huid leidt niet tot huidkanker.

Door sommige onderzoekers (Jones, 1990; De Flora et al., 1997) is de stelling geformuleerd dat er een drempelbenadering voor de carcinogeniteit van Cr(VI) zou bestaan. Deze stelling is gebaseerd op de hypothese dat de dosis de extracellulaire capaciteit om Cr(VI) te reduceren tot Cr(III) moet overschrijden. Na

orale blootstelling zou de reductie plaatsvinden in het gastroïntestinaal stelsel, het bloed en de lever; na inhalatoire blootstelling zou dit gebeuren in epitheelvloeistof, pulmonaire macrofagen en parenchymcellen. Hierbij zou er een grotere reductiecapaciteit bestaan in het spijsverteringstelsel dan in het ademhalingsstelsel (De Flora et al., 1997). Kwantitatieve gegevens ontbreken echter. Daarbij komt nog dat algemeen aanvaard wordt dat Cr(VI)-bestanddelen genotoxisch zijn zodat de drempelbenadering voor genotoxische/carcinogene effecten voor geen enkele blootstellingsroute gerechtvaardigd blijkt (Baars et al., 2001).

7.4.5 Immunotoxiciteit

Er is weinig informatie beschikbaar over de mogelijke immunotoxiciteit van chroom.

De IL-6 en IL-8 spiegels in het serum zijn significant verhoogd, en de spiegels TNF- zijn verlaagd bij werknemers met hoge concentraties chroom in de urine. Ook was het percentage B-lymfocyten in het bloed negatief gecorreleerd met urinair chroom (Kuo en Wu, 2002).

Chroom is verantwoordelijk voor allergische aandoeningen, inclusief astma en eczeem (Dayan en Paine, 2001). Cr(VI) veroorzaakt sensitisatie van de huid en is verantwoordelijk voor circa 5% van alle gerapporteerde klinische incidencies van Allergische Contact Dermatitis (ACD) (Finley en Paustenbach, 1997). Cr(VI) gerelateerde ACD wordt beschouwd als een type IV of cel-gemedieerde vorm van allergische reactie die gepaard gaat met erythema, edema en vorming van blaasjes. Type IV allergische reacties zijn meestal niet levensbedreigend en blijven veelal beperkt tot de huid (Finley en Paustenbach, 1997). Beide auteurs stellen dat ACD geen aangewezen eindpunt vormt om er toxicologisch onderbouwde bodemkwaliteitscriteria op te baseren (Finley en Paustenbach, 1997).

7.4.6 Toxicologische grenswaarden

Cr(VI)-trioxide, natriumchromaat, kaliumchromaat, ammoniumdichromaat en natriumdichromaat zijn opgenomen in de derde lijst van prioritaire stoffen (EC, 1997) die geëvalueerd moeten worden door Europa volgens Verordening 793/93 (Raad van Europa, 1993). Deze stoffen worden momenteel geëvalueerd door het Verenigd Koninkrijk (ECB, 2002).

- **Carcinogene effecten**
- IARC en WHO

De IARC heeft Cr(VI) ondergebracht in groep 1; Cr(0) en Cr(III) zijn ondergebracht in groep 3 (IARC, 1990).

Voor de humane carcinogeniteit van Cr(VI) is er voldoende bewijsmateriaal voorhanden. Dit is niet het geval voor Cr(0) en Cr(III). Voor de carcinogeniteit bij proefdieren is er voldoende bewijsmateriaal voor de stoffen calciumchromaat, zinkchromaat, strontiumchromaat en loodchromaat. Er is beperkt bewijsmateriaal voor de carcinogeniteit bij proefdieren voor Cr(VI)-trioxide en natriumdichromaat en onvoldoende bewijsmateriaal voor Cr(0), bariumchromaat en Cr(III)-componenten (IARC, 1990).

De WHO heeft geen grenswaarde afgeleid voor carcinogene effecten na orale blootstelling aan Cr(III) of Cr(VI).

De inhalatoire $(AD)_{1/10}^5$ is gebaseerd op studies waarbij arbeiders blootgesteld aan Cr(VI) (long)kanker ontwikkelden. De WHO (2000) heeft als 'beste schatting' voor

het extra kankerrisico bij levenslange blootstelling bij een concentratie van $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ een waarde van $4 \cdot 10^{-2}$ voorgesteld (geometrisch gemiddelde van resultaten in het interval $1,3 \cdot 10^{-1}$ - $1,1 \cdot 10^{-2}$). Omrekening ($20 \text{ m}^3/\text{d}$; 70 kg) geeft een inhalatoire $(\text{AD})_{1/10}^5$ van $7,14 \cdot 10^{-5} \text{ g}/\text{kg.d}$, overeenkomend met een concentratie van $2,5 \cdot 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$.

- US-EPA

De US-EPA heeft Cr(III) ingedeeld in groep D (niet klasseerbaar als humaan carcinogeen) omdat er onvoldoende data beschikbaar zijn om de carcinogeniteit te bepalen (US-EPA, 1998a). Cr(VI) wordt beschouwd als humaan carcinogeen bij inhalatoire blootstelling (groep A). Bij orale blootstelling wordt Cr(VI) ingedeeld in groep D (niet klasseerbaar als humaan carcinogeen; US-EPA, 1998b).

De US-EPA heeft geen grenswaarde afgeleid voor carcinogene effecten na orale blootstelling aan Cr(VI).

Voor Cr(VI) is m.b.v. inhalatoire blootstellingsstudies bij arbeiders (Manusco, 1975) een eenheidsrisico in de lucht bepaald van $1,2 \cdot 10^{-2}$ per $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Het extra (long)kankerrisico (10^{-5}) bij levenslange blootstelling (inhalatoire $(\text{AD})_{1/10}^5$) komt overeen met een concentratie in de lucht van $8 \cdot 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$ (US-EPA, 1998b) en een dosis van $2,3 \cdot 10^{-4} \mu\text{g}/\text{kg.d}$. Er moet wel opgemerkt worden dat bij de productie/verwerking van Cr-bestanddelen de arbeiders zowel worden blootgesteld aan Cr(III) als Cr(VI). In bovenstaande studie werd verondersteld dat de verhouding Cr(III) tot Cr(VI) 6:1 bedroeg en dat de kankermortaliteit te wijten was aan Cr(VI).

- RIVM

RIVM heeft geen grenswaarde afgeleid voor carcinogene effecten na orale blootstelling aan Cr(VI).

Data van de WHO (2000) zijn overgenomen ter afleiding van een grenswaarde voor carcinogene effecten na inhalatoire effecten. Levenslange blootstelling aan $2,5 \cdot 10^{-9} \text{ g Cr(VI)}/\text{m}^3$ resulteert aldus in 1 extra kanker geval op 10^4 personen (Baars et al., 2001). Het vertrouwen in deze grenswaarde is hoog.

- DEFRA-EA

Het DEFRA-EA (Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency) heeft geen grenswaarde afgeleid voor carcinogene effecten na orale blootstelling aan Cr(VI).

Er is wel een inhalatoire ID (Index Dose) afgeleid uit de grenswaarde van de WHO voor carcinogene eindpunten (DEFRA-EA, 2002a). Gebaseerd op een atmosferische concentratie Cr(VI) van $2,5 \cdot 10^{-9} \text{ g}/\text{m}^3$, welke overeenkomt met een extra kankerrisico op 10.000 levenslang blootgestelden, is een ID_{inh} bepaald van $1 \cdot 10^{-6} \text{ mg}/\text{kg.d}$ (afgerond van $7,14 \cdot 10^{-7} \text{ mg}/\text{kg.d}$; 70 kg , $20 \text{ m}^3/\text{d}$).

- RAIS

Het RAIS (Risk Assessment Information System) vermeldt geen grenswaarden voor carcinogene effecten na orale blootstelling.

De grenswaarden voor carcinogene effecten bij inhalatoire blootstelling zijn overgenomen uit de IRIS-databank van de US-EPA (RAIS, 2002). Ze zijn in Tabel 12 samengevat.

Tabel 12: RAIS-grenswaarden voor carcinogene effecten.

Stof	CAS-nr.	Inhalation Unit Risk [(mg/m ³) ⁻¹]	Inhalation Slope Factor [(mg/kg.d) ⁻¹]
Cr(III)	16065-83-1	-	-
Onoplosbare zouten			
Cr(VI)	18540-29-9	12	42
Zure Cr-mist			
Cr(VI)	18540-29-9	12	42
Partikels			

▪ **Niet-carcinogene effecten**

- WHO

Er is geen orale TDI afgeleid in het EHC-rapport (Environmental Health Criteria). Er wordt wel gerapporteerd dat de dagelijkse orale opname die regionaal varieert tussen 50-200 µg/d geen toxische problemen veroorzaakt (WHO, 1988).

Er werd overwogen om 2 verschillende richtwaarden af te leiden voor Cr in drinkwater, doch de analytische mogelijkheden en de variabele speciatie in drinkwater noodzaakten tot een richtwaarde voor Cr-totaal. Bij gebrek aan geschikte toxicologische data werd de grenswaarde van 0,05 mg/l gehandhaafd als provisoire richtlijn, ook al werd deze in vraag gesteld, gezien Cr(VI) genotoxisch is en carcinogeen bij inhalatie. Deze waarde wordt wel als voldoende beschermend beschouwd (WHO, 1993, 1996a). Omrekening geeft orale grenswaarden van $1 \cdot 10^{-4}$ g/d (2 l/d) en $1,67 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d (60 kg).

De WHO heeft geen grenswaarden afgeleid voor niet-carcinogene effecten na inhalatoire blootstelling aan Cr(III) of Cr(VI).

- US-EPA

De US-EPA heeft voor de onoplosbare Cr(III)-zouten (CAS-nr. 16065-83-1)* een orale RfD bepaald van 1,5 mg/kg.d. Deze grenswaarde is afgeleid uit een studie van Ivankovic en Preussman (1975) met ratten. De NOAEL werd vastgelegd op 1468 mg/kg.d (NOAEL: 1800 g/kg; 5% Cr₂O₃ in de voeding, 5d/w, 600 voederdagen). In dit experiment werden geen effecten genoteerd. In een ander experiment van dezelfde studie werd bij orale blootstelling aan dezelfde concentratie gedurende 90-dagen 12-37% reductie van het lever- en miltgewicht genoteerd. De overeenkomstige dosis bedroeg 1400 mg/kg.d. De NOAEL van 1468 mg/kg.d werd omgerekend m.b.v. een UF (inter- en intraspecies) van 100 en een MF van 10. Deze laatste factor omvat de onzekerheid op de RfD door de afleiding op de beschikbare gegevens. Zo zijn er bedenkingen bij de studie van Ivankovic en Preussman (1975), zijn er geen andere toxiciteitsstudies dan deze uitgevoerd op knaagdieren en zijn er geen gegevens over de effecten op de reproductie (terwijl er daarover wel twijfel bestaat, cfr. Elbetieha en Al-Hamood, 1997) of bij hogere doses. Het vertrouwen in de RfD is laag (US-EPA, 1998a).

Er is geen RfC voor Cr(III) afgeleid gezien het gebrek aan relevante toxiciteitsstudies.

De US-EPA heeft eveneens een RfD voor oplosbare Cr(VI)-zouten (CAS-nr. 18540-29-9) afgeleid. De RfD bedraagt $3 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d en is afkomstig van een NOAEL van 25 mg K₂CrO₄/l bepaald op ratten die het Cr(VI)-zout gedurende 1 jaar kregen toegediend via het drinkwater (McKenzie et al., 1985). Het effect was een 20% reductie van de waterconsumptie. De RfD werd verder bepaald d.m.v. de NOAEL van 2,5 mg/kg.d en een UF en MF van respectievelijk 300 en 3. De UF neemt inter- en intraspeciesvariabiliteit mee (100) alsook een additionele factor van 3 zodat rekening wordt gehouden met de blootstellingsduur die niet levenslang is. D.m.v. de MF worden de bevindingen van Zhang en Li (1987) in rekening gebracht. Deze studie suggereert dat gastroïntestinale effecten kunnen optreden bij mensen bij blootstelling van 20 ppm Cr(VI) in het drinkwater. Het vertrouwen in de RfD is laag (US-EPA, 1998b).

Er zijn 2 inhalatoire RfC's afgeleid voor Cr(VI)-bestanddelen. De RfC voor chroomzuur-'mist' en opgeloste Cr(VI)-aerosols bedraagt $8 \cdot 10^{-9}$ g/m³ en is afkomstig van de subchronische studie van Lindberg en Hedenstierna (1983) waarbij de blootstelling van arbeiders aan chroomzuur-mist werd geëvalueerd. De RfC is afgeleid uit een LOAEL van $3 \cdot 10^{-6}$ g/m³ voor atrofie van het nasale septum. De grenswaarde wordt uiteindelijk berekend via omvorming tot een LOAEL voor continue blootstelling ($7,14 \cdot 10^{-4}$ mg/m³) en gebruik van een UF en MF van respectievelijk 90 (3: extrapolatie subchronisch-chronisch; 3: extrapolatie LOAEL naar NOAEL; 10: interspecies variatie) en 1. Omrekening van deze RfC ($20 \text{ m}^3/\text{d}$; 70 kg) geeft een inhalatoire grenswaarde van $2,29 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.d.

* In het bijbehorende achtergronddocument "Toxicological review of trivalent chromium; in support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS)" (US-EPA, 1998) gaat US-EPA er van uit dat Cr(III) voornamelijk voorkomt als onoplosbare zouten, m.n. Cr₂O₃·H₂O. Volgens dit document zijn er geen chemische processen bekend die verlies aan chromium uit de bodem kunnen veroorzaken. Voornamelijk fysische processen zoals stofopwaai liggen aan de basis van verminderde concentraties Cr(III) in de bodem.

De RfC voor Cr(VI)-partikels, 1.10^{-7} g/m³, is afgeleid uit de studies van Glaser et al. (1985, 1990; inhalatiestudie met ratten) en Malsch et al. (1994). Een benchmark-concentratie van 0,016 mg/m³ (laagste 95% betrouwbaarheids grens van de dosis die overeenkomt met een 10% relatieve verandering in het doelorgaan; in dit geval: verhoging van lactaatdehydrogenase in bronchioalveolaire spoelvlloeistof) werd omgevormd tot een grenswaarde van $3,4.10^{-2}$ mg/m³ waardoor de verschillen in depositiepatroon tussen mens en ratten werden opgevangen. Nadien werd nog gebruik gemaakt van een UF van 100 en een MF van 1. De UF bestaat uit een factor 3 voor andere farmacokinetische verschillen, een factor 10 voor interspecies variatie en een factor 10 voor de blootstellingsduur die kleiner was dan levenslang. Het vertrouwen in deze RfC is medium. Er blijft onzekerheid m.b.t. effecten op de bovenste luchtwegen en effecten op reproductie en de nieren (US-EPA, 1998b). Omrekening van deze RfC (20 m³/d; 70 kg) geeft een inhalatoire TDI van $2,86.10^{-5}$ mg/kg.d.

De drinkwaterrichtlijn van de US-EPA (2000, 2002a,b) is opgesteld voor Cr-totaal (groep D). De MCL (maximum contaminant level) en MCLG (maximum contaminant level goal) zijn gelijk en bedragen 0,1 mg/l. De concentratie Cr-totaal waarvan verwacht wordt dat het geen nadelige niet-carcinogene effecten veroorzaakt gedurende 1-10 dag(en) bij kinderen (10 kg; consumptie: 1 l/d) bedraagt 1 mg/l. Voor langere termijn (7jaar) wordt dit 0,2 mg/l.

- RIVM

Het RIVM (Baars et al., 2001) heeft twee verschillende orale TDI's afgeleid voor Cr(III). Ze zijn gedefinieerd in functie van de oplosbaarheid van de desbetreffende componenten. Drie Cr(III)-verbindingen worden in dit opzicht vergeleken: Chromium(III)oxide wordt als onoplosbaar beschouwd, in tegenstelling tot CrCl₃ en chromiumacetaat die respectievelijk als matig en goed oplosbaar worden aangeduid.

Voor de oplosbare vorm van Cr(III) wordt een TDI_{oraal} gehanteerd van 5.10^{-3} mg/kg.d welke dezelfde is als bij de vorige evaluatie (Vermeire et al., 1991). Ze werd afgeleid van een NOAEL (bepaald bij ratten) van 2,5 mg/kg.d na toepassing van een veiligheidsfactor van 500 (hoge factor vanwege beperkte karakter van de betreffende studie). Aangezien uit een meer recente studie via een NOAEL (bepaald bij ratten) van 0,46 mg/kg.d en na toepassing van een extrapolatiefactor 100 (inter- en intraspecies) een vergelijkbare TDI_{oraal} werd bekomen, is de grenswaarde van Vermeire et al. (1991) behouden. Het vertrouwen in de grenswaarde is medium.

Er is geen grenswaarde afgeleid voor niet-carcinogene effecten na inhalatoire blootstelling aan oplosbaar Cr(III).

Er bestaat tevens een orale TDI voor onoplosbare Cr(III)-componenten en metallisch Cr (Baars et al., 2001). Gezien de toxiciteit van deze laatste componenten ongeveer 1000x kleiner blijkt dan deze van de oplosbare vormen wordt een TDI_{oraal} van 5 mg/kg.d bekomen. De TCA (tolerable concentration in air) is bepaald a.h.v. humane blootstellingsdata. Voor metallisch Cr en onoplosbare Cr-vormen zijn NOAEC's bepaald van respectievelijk 0,6 mg/m³ en 2 mg/m³. M.b.v. een extrapolatiefactor 10 (intraspecies) is een TCL bepaald van 6.10^{-5} g/m³ van toepassing voor zowel Cr(0) als Cr(III). Hieruit kan een inhalatoire TDI berekend worden (20 m³/d, 70 kg) van $1,7.10^{-2}$ mg/kg.d. Het vertrouwen in beide grenswaarden is medium.

Voor de afleiding van een orale grenswaarde voor Cr(VI) wordt de studie op ratten van McKenzie et al (1958) gebruikt, analoog aan de benadering van de US-EPA. Hierbij wordt een drempelbenadering gevolgd voor niet-carcinogene effecten. Vertrekkend van een NOAEL van 2,4 mg/kg en na toepassing van een onzekerheidsfactor van 500 (10: interspecies, 10: intraspecies, 5: blootstellingsduur) wordt een (provisoire) orale TDI van $5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d berekend (Baars et al., 2001). Deze TDI_{oraal} is gelijk aan deze van oplosbaar Cr(III). Het vertrouwen in deze grenswaarde is laag.

Voor bescherming tegen dermale effecten (allergische contact-dermatitis) van Cr(VI) zijn de grenswaarden $0,089 \mu\text{g}/\text{cm}^3$ of 0,001% Cr(VI), i.e. 10 mg/l afgeleid (Baars et al., 2001).

- DEFRA-EA

Het EA (Environmental Agency, UK; DEFRA, 2002a) neemt gezien de moeilijkheden om de speciatie van Cr te bepalen, als uitgangspunt dat alle Cr in de bodem Cr(VI) is welke geëvalueerd wordt aan de RfD van $3 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d (US-EPA). Gezien echter verwacht wordt dat het merendeel van het gehalte Cr in de bodem bestaat uit Cr(III) dat veel minder toxisch is dan Cr(VI) wordt deze RfD eerder beschouwd als een TDI dan als een ID (Index Dose; voor stoffen zonder veilige drempel voor effecten).

- RAIS

In Tabel 13 zijn de grenswaarden voor niet-carcinogene effecten die door het RAIS (2002) worden voorgesteld, weergegeven. De RfD's en RfC's zijn veelal afgeleid van grenswaarden van de US-EPA of HEAST (Health Effects Assessment Summary Tables, US-EPA).

Tabel 13: RAIS-grenswaarden voor niet-carcinogene effecten.

Stof	CAS-nr.	RfD _{derm} chron. [mg/kg.d]	RfD _{derm} subchr. [mg/kg.d]	RfC chron. [mg/m ³]	RfD _{inh} chron. [mg/kg.d]	RfD _{or} chron. [mg/kg.d]	RfD _{or} subchr. [mg/kg.d]
Cr(III)	16065831	$7,5 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	-	-	1,5	1,0
Onoplosbare zouten						(US-EPA)	(HEAST)
Cr(VI)	18540299	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$8,0 \cdot 10^{-6}$	$2,29 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$
Zure Cr-mist				(US-EPA)	(US-EPA)	(US-EPA)	(HEAST)
Cr(VI)	18540299	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$2,29 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$
Partikels				(US-EPA)	(US-EPA)	(US-EPA)	(HEAST)

RfD_{derm} (chronisch, subchronisch); RfD_{oraal} (chronisch, subchronisch) x gastroïntestinale absorptie
 $(5 \cdot 10^{-3}$ voor Cr(III); $2 \cdot 10^{-2}$ voor Cr(VI));

- ATSDR

ATSDR (2000) heeft 200 µg/d als provisionele grenswaarde genomen voor orale blootstelling aan Cr(VI) en Cr(III). Deze waarde is afgeleid (i.e. de bovengrens) van de geschatte veilige en voldoende hoeveelheid Cr die via de voeding wordt opgenomen en voor volwassenen 50-200 µg/d bedraagt (NRC, 1989). M.b.v. deze grenswaarde kan een orale TDI afgeleid worden (70 kg) van $2,86 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d.

Er zijn tevens verschillende MRL's (minimal risk level) afgeleid voor inhalatoire blootstelling: $1 \cdot 10^{-4}$ mg Cr(VI)/m³ voor chroomtrioxide-mist en andere opgeloste hexavalente Cr-aërosolen en mistvormen, en $1 \cdot 10^{-3}$ mg Cr(VI)/m³ voor Cr(VI)-componenten in partikelvorm.

▪ **Samenvatting**

De grenswaarden voorgesteld door de verschillende instanties zijn samengevat in Tabel 12 en 13.

Tabel 14: Samenvatting grenswaarden voor Cr(III) voorgesteld door de verschillende instanties.

Instantie	Niet-carc. Effecten	
	Oraal [mg/kg.d]	Inhalatoir [mg/m ³]
WHO	$1,67 \cdot 10^{-3}$ Cr-tot.	-
US-EPA, RAIS	1,5 onoplosbaar Cr(III)	
ATSDR	$2,86 \cdot 10^{-3}$ Cr(III) en Cr(VI)	
RIVM	$5 \cdot 10^{-3}$ opl. Cr(III) 5 onopl. Cr(III)	$1,7 \cdot 10^{-2}$ Cr(0) en Cr(III) ($6 \cdot 10^{-2}$)

Tabel 15: Samenvatting grenswaarden voor Cr(VI) voorgesteld door de verschillende instanties.

Instantie	Carc. effecten ($1/10^5$)		Niet-carc. effecten	
	Oraal [mg/kg.d]	Inhalatoir [mg/kg.d]	Oraal [mg/kg.d]	Inhalatoir [mg/kg.d]
WHO	-	$7,14 \cdot 10^{-8}$	$1,67 \cdot 10^{-3}$ Cr-tot.	-
US-EPA, RAIS	-	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-3}$ oplosbaar Cr(VI)	$2,29 \cdot 10^{-6}$ opgel. Cr(VI) en Cr(VI)-aërosol $2,86 \cdot 10^{-5}$ Cr(VI)-partik.
ATSDR	-	-	$2,86 \cdot 10^{-3}$ Cr(III) en Cr(VI)	$2,86 \cdot 10^{-5}$ opgel. Cr(VI) en Cr(VI)-aërosol $2,86 \cdot 10^{-4}$ Cr(VI)-partik.
RIVM	-	$7,14 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-3}$ Cr(VI)	
DEFRA-EA	-	$7,14 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-3}$ Cr(VI)	

▪ **Berekeningen met Vlier-Excel**

Voor de berekeningen in Vlier-Excel worden volgende grenswaarden geselecteerd:

Cr(III):

-orale grenswaarde: MRL (afgerond) van ATSDR (2000): $2,86 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d (niet-carcinogeen); deze is gelijk aan de RfD van Cr(VI);

Er kan geargumenteed worden dat met betrekking tot bodemverontreiniging een TDI waarde moet gehanteerd worden die werd afgeleid op basis van relevante Cr(III) verbindingen in de bodem, m.a.w. meestal onoplosbare zouten. Vanuit het voorzorgsprincipe werd in deze herziening geopteerd om de normen door te rekenen voor meer oplosbare Cr(III)-verbindingen via voedsel, omdat zij ook een belangrijk aandeel uitmaken in de volledige orale blootstelling*.

-inhalatoire grenswaarde: TDI van $3 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d; deze is gelijk aan de orale grenswaarde.

Cr(VI):

-orale grenswaarde: Voor de orale weg is geen eenheidsrisico beschikbaar omdat er onduidelijkheid bestaat over het carcinogeen karakter van Cr(VI) na orale inname. Daarom wordt een TDI benadering gevolgd met $2,86 \cdot 10^{-3}$ (US-EPA) mg/kg.d als TDI afgeleid voor Cr(VI) en veralgemeend voor Cr_{totaal} ; de WHO heeft geen grenswaarde afgeleid voor carcinogene effecten via orale weg;

-inhalatoire grenswaarde: Cr(VI) is via inademing als carcinogeen te beschouwen. Als dusdanig wordt de inhalatoire $(AD)_{1/10}^5$ van WHO: $7,14 \cdot 10^{-8}$ mg/kg.d toegepast.

* In locatiespecifieke risico-evaluaties kan door de deskundige worden overwogen zich te baseren op de gegevens voor onoplosbare zouten.

8 Geur- en smaakdrempels

Cr(0) is geurloos (Mackinson et al., 1981; NIOSH, 1994). Er zijn geen gegevens bekend over de smaak. Er zijn geen geur- en smaakdrempels bekend van Cr(III)-oxide. Kaliumdichromaat is geurloos (US-Coast Guard, 1978) en heeft een bittere metallische smaak (Sax, 1984).

9 Berekening van de normen voor bodem en grondwater voor tri- en hexavalent chroom

De tekst in dit hoofdstuk geeft het voorstel voor (de achtergrondwaarden en) de bodemsaneringsnormen (BSN's) voor drie- en zeswaardig chroom in bodem en grondwater. Voor de BSN's voor de bodem wordt telkens aangegeven wat de resultaten zijn van de blootstellingsberekeningen. Tenslotte worden de voorgestelde normen vergeleken met de bestaande bodemsaneringsnormen.

In Vlaanderen zijn momenteel enkel voor Cr(III) bodemsaneringsnormen en achtergrondwaarden beschikbaar. In de huidige herziening worden afzonderlijke normen berekend voor Cr(III) en Cr (VI). In overleg met OVAM moet beslist worden hoe deze normen gehanteerd zullen worden (vb: beslissing op basis van informatie uit bodemonderzoek en verdachte stoffen, analytische mogelijkheden/kostprijs)

9.1 Bodem

9.1.1 Achtergrondwaarden

De achtergrondwaarden voor bodem komen overeen met de 90-percentielwaarden van de gehalten gemeten in de referentiegebieden (cfr. paragraaf 6.2). Momenteel geldt in Vlaanderen volgende achtergrondwaarde (voor chroom totaal[†]) voor een standaardbodem: 37 mg/kg ds. De analyse ter bepaling van Cr in de bodem dient uitgevoerd te worden volgens de methode beschreven in bijlage 5 van het Vlarebo (integraal vervangen door Art. 26, Vlarebo ter[†]).

9.1.2 Bodemsaneringsnormen

▪ *Berekeningen Vlier-Excel*

Bij de berekening van de BSN's in Vlier-Excel wordt chroom(III) als niet-carcinogeen beschouwd. Chroom(VI) daarentegen wordt beschouwd als niet-carcinogeen via orale weg en carcinogeen via inhalatoire weg. Dit heeft tot gevolg dat, omwille van verschillende eindpunten per blootstellingsroute, de orale en inhalatoire dosis niet mogen gecombineerd worden in de risicotetsing. Voor de niet-carcinogene toetsing werd alleen de orale weg in rekening gebracht; voor de carcinogene toetsing werd alleen de inhalatoire weg in rekening gebracht (achtergrondblootstelling werd hier niet meegeteld). De voorwaarden voor de normberekening waren de $RI_{\text{oraal}} \leq 1$ en de $RI_{\text{inhalatoir}} \leq 1$.

Beide normen voor Cr (VI) werden vergeleken en de strengste, nl. deze waarbij Cr(VI) als inhalatoir carcinogeen wordt beschouwd, werd weerhouden.

* Onder assumptie dat vrijwel alle Cr in trivalente vorm voorkomt in de onverzadigde zone van de bodem.

[†] Vlarebo bis: Besluit van de Vlaamse Regering van 12/10/2002 tot wijziging van het Besluit van de Vlaamse Regering van 05/03/1996 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de bodemsanering (B.S., 02/02/2002). Vlarebo ter: Besluit van de Vlaamse Regering van 14/06/2002 tot wijziging van het Besluit van de Vlaamse Regering van 05/03/1996 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de bodemsanering (B.S., 07/08/2002).

Er werd nagegaan of er een mogelijke bijstelling van de voorgestelde bodemsaneringsnormen voor Cr kon gebeuren op basis van bestaande wetgeving omtrent afvalstoffen (zie 'Bijstelling van voorstellen voor bodemsaneringsnormen op niet-toxicologische gronden – Denkoefening', Cornelis en De Raeymaecker, 2004^{*}). Voor Cr zijn echter geen criteria voorhanden.

▪ **Berekeningswijze transfer naar planten**

Voor de berekeningen van de directe blootstelling aan Cr via gewasconsumptie werd gerekend met een uitgebreid voedselpakket en het relatief aandeel van de verschillende gewassen in de dagelijkse gewasconsumptie.

Het relatief aandeel van verschillende gewassen in het voedselpakket gebeurde aan de hand van gegevens van Dejonckheere et al (1996) ivm de gemiddelde gewasconsumptie voor België. Voor de conversie van de data op basis van versgewicht naar droge stof werd gebruik gemaakt van een gemiddeld vochtgehalte per gewas afkomstig uit verschillende studies (Versluijs en Otte, 2001; Bockting en van de Berg, 1992, U. Hasselt databank).

De BCF's voor gewassen waarvan geen gegevens beschikbaar zijn uit de studie van Ruttens (2005) werden geschat op basis van expertoordeel (U. Hasselt) en een beperkte vergelijking met beschikbare literatuurgegevens waarin de metaalopname voor verschillende consumptiegewassen werd bestudeerd (Fytianos et al., 2001; Versluijs en Otte, 2001; van Wezel et al., 2003). De gebruikte gelijkstellingsregels en de BCF waarden voor Cr staan beschreven onder § 4.4.

Op basis van berekende en geschatte BCF's en het relatief aandeel van elk gewas in het voedselpakket werden twee "gewogen" BCF afgeleid, nl. één voor wortelgewassen en één voor bladgewassen. Conform het formulier Vlier-Humaan werden beide gewogen BCF's uiteindelijk gebruikt voor de berekeningen van de BSN's.

Bovengeschetste werkwijze wordt meer uitvoerig besproken in een afzonderlijk hoofdstuk toegevoegd aan het rapport van Ruttens (2005).

Voedergewassen

Een gemiddelde waarde van de verschillende BCF's voor grassen gerapporteerd in Ruttens (2005) van 0,052 werd gebruikt voor de berekeningen van de indirecte blootstelling via de consumptie van voedergewassen door vee.

^{*} Cornelis, C., De Raeymaecker, B. (2004). Bijstelling van voorstellen voor bodemsaneringsnormen op niet-toxicologische gronden – Denkoefening. VITO, rapportnr. 2004/IMS/R/024, Mol, België.

▪ **Berekeningen transfer van metalen naar vee**

Voor de berekening van de transfer van chroom naar vee worden volgende aanbevelingen gegeven in De Raeymaecker et al. (2005). Voor de berekening van de overdracht naar vlees (spierweefsel) wordt best de huidige modelmatige benadering (Vlier-Humaan en gebruik van verschillende facing en fexc voor Cr(III) en Cr(VI)) behouden. In het geval van Cr(III) werd de overdracht naar vlees berekend m.b.v. een orale absorptiefactor voor vee (facing) van $3 \cdot 10^{-2}$, een excretiefactor voor vee (fexc) van $9 \cdot 10^{-2}$ en een inhalatoire absorptiefactor (facinh) van 1. Voor Cr (VI) werd de overdracht naar vlees berekend m.b.v. een orale absorptiefactor voor vee (facing) van $5 \cdot 10^{-2}$, een excretiefactor voor vee (fexc) van $9 \cdot 10^{-2}$ en een inhalatoire absorptiefactor (facinh) van 1. Bij de vorige evaluatie is de transfer naar melk verwaarloosbaar geacht. Er wordt aanbevolen om de overdracht toch te berekenen m.b.v. een biotransferfactor (en niet met Vlier-Humaan; de biotransferfactor bedraagt $2 \cdot 10^{-4}$ d/l voor zowel tri- als hexavalent chroom).

De fytotoxische grens werd op 5 mg/kg ds (plant) of 0,45 mg/kg vg (plant) vastgelegd (cfr. paragraaf 5.4 en bijlage 8). In de berekeningen werd gebruik gemaakt van verschillende Kd- factoren voor Cr(III) en Cr(VI) (cfr. Hfdst. 4).

Er zijn geen bijstellingen op basis van productnormen geformuleerd (cfr. bijlage 2-3).

▪ **Resultaten**

De invoerparameters voor de berekeningen zijn terug te vinden in bijlage 5.

De resultaten van de blootstellingsberekeningen (standaardbodem, pH = 6) zijn terug te vinden in Tabel 16. De berekende risico-indexen staan vermeld in Tabel 17. De risico-indexen vormen een maat voor het naar toxiciteit gewogen aandeel van de orale en inhalatoire blootstellingsroute in de totale risico-index. De risico-indexen voor kinderen worden gerapporteerd omdat zij de gevoeligste groep vormen.

Tabel 16: Resultaten berekeningen voor Cr(III) en Cr(VI) – bestemmingstype II.

Berekeningswijze	BSN [mg/kg ds]
Cr(III) niet-carcinogeen	70,3
Cr(VI) carcinogeen via inhalatoire weg	6,6 (bil) (9,3)

Bil: bijstelling op basis van binnenhuisluchtkwaliteit

Tabel 17: Risicoindexen voor kinderen voor Cr(III) en Cr (VI) – bestemmingstype II

Berekeningswijze		RI
Cr(III) niet-carcinogeen	RI _{oraal}	0,9997
	RI _{inhalatoir}	0,0003
Cr(VI) carcinogeen via inhalatoire weg	RI _{inhalatoir}	0,71 (1)*

* Tussen haakjes de RI zonder bijstelling

De BSN voor Cr(III) bedraagt 70,3 mg/kg ds. Voor Cr(VI) dient een bijstelling te worden gemaakt op basis van overschrijding van de concentratie in binnenhuislucht*. De bijgestelde norm bedraagt 6,6 mg/kg ds. Voor Cr (VI) is de RI_{inhalatoir} = 1 voor het niet-bijgestelde normvoorstel omdat de BSN's werden berekend op basis van deze (partiële) RI.

▪ Bestemmingstype III-V

Bij de blootstellingsberekeningen voor bestemmingstype III (woongebied) wordt geen rekening meer gehouden met de aanwezigheid van een voedergras aangezien er wordt verondersteld dat er ter plaatse geen vlees-/melkproductie plaatsvindt. De resultaten van de berekeningen zijn terug te vinden in Tabel 18. De risicoindex voor kinderen staat vermeld in Tabel 19. Voor Cr (VI) is de RI_{inhalatoir} = 1 omdat de BSN's werden berekend op basis van deze (partiële) RI.

Bij de berekening van de BSN's voor bestemmingstypes IV (recreatiegebied) en V (industriegebied) wordt geen rekening gehouden met de consumptie van ter plaatse geproduceerd(e) groenten, vlees of melk. Indien de bodemsaneringsnormen worden bijgesteld op basis van een overschrijding van een fytoxische grens worden de normen voor Cr(III) 160 mg/kg ds.

* In de huidige versie van Vlier-humaan worden voor metalen altijd binnenhuisluchtconcentraties berekend die hoger liggen dan buitenshuis hoewel dit niet altijd noodzakelijk zo is. Dit heeft te maken met de formules die in de berekeningen worden gebruikt voor het berekenen van de hoeveelheid gesuspendeerde deeltjes binnen (TSP_i) en buiten (TSP_o), nl. $C_{buiten} = TSP_o * frs_o * Cs$ en $C_{binnen} = TSP_i * frs_i * Cs$, waarbij $TSP_i = 0,75 * TSP_o$, $frs_o = 0,5$ (fractie bodem in zwevend stof buiten), $frs_i = 0,8$ (fractie bodem in zwevend stof binnen). Indien we deze waarden invullen in de twee vergelijkingen, dan bekomt men een concentratie metaal in zwevend stof binnen die iets hoger ligt dan in zwevend stof buiten ($0,6/0,5 = 1,2$).

Tabel 18: Resultaten blootstellingsberekeningen Cr(III) en Cr (VI) – bestemmingstypes III-V.

Stof	BSN III	BSN IV	BSN V
Cr(III)	240	746 d	11944 I
Cr(VI) inhalatoir carcinogeen	4,3 (bil) (6,0)	6,6 (bil) (18,6 v)	3,7 (bil) (35,2 I)

BSN x: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype x;
d: scenario dagrecreatie (IV); I: scenario lichte industrie (V)

Tabel 19: Risicoindexen voor kinderen voor Cr(III) en Cr (VI)* – bestemmingstype III – V

Berekeningswijze	RI	Type III	Type IV	Type V
Cr(III) niet-carcinogeen	RI _{oraal}	0,998	0,999	0,987 ⁽¹⁾
	RI _{inhalatoir}	0,002	0,001	0,013
Cr(VI) niet-carcinogeen via orale weg	RI _{oraal}	1	1	1
Cr(VI) carcinogeen via inhalatoire weg	RI _{inhalatoir}	0,7 (1)**	0,36 (1)	0,1 (1)

(1) RI voor volwassenen; * na bijstelling ** Tussen haakjes de RI zonder bijstelling

Het aandeel van de belangrijkste blootstellingswegen voor de verschillende bestemmingstypes is weergegeven in de Tabel 20. Voor Cr(VI) wordt het aandeel voor de verschillende blootstellingswegen niet weergegeven omdat de inhalatoire opnameroute afzonderlijk werd behandeld.

Tabel 20: Aandeel (%) belangrijkste blootstellingswegen Cr(III).

	BSN II	BSN III	BSN IV d	BSN V
Kind				
Inname groenten	38,3	67,8	0,0	-
Inname vlees	28,1	0,0	0,0	-
Inname melk	17,9	0,00	0,00	-
Ingestie bodemdeeltjes	13,66	32,06	100,0	-
Ingestie drinkwater	2,0	0,0	0,0	-
Inhalatie bodemdeeltjes	0,04	0,0	0,0	-
Volwassene				
Inname groenten	53,2	92,0	0,0	0,0
Inname vlees	33,9	0,0	0,0	0,0
Inname melk	6,5	0,0	0,0	0,0

Ingestie bodemdeeltjes	3,8	7,7	99,7	98,5
Inhalatie bodemdeeltjes	0,06	0,3	0,3	0,5
Ingestie drinkwater	2,5	0,0	0,0	0,0

BSN(x): bodemsaneringsnorm overeenkomstig bestemmingstype x.

9.1.3 Invloed van bodemkenmerken op de bodemsaneringsnorm

Omrekening BSN's in functie van bodemkenmerken
In Vlarebo bis en Vlarebo ter wordt voor de omrekening van de bodemsaneringsnormen in functie van de bodemkenmerken gebruik gemaakt van formule 2. Met andere woorden, de omrekening gebeurt in functie van de gehalten klei en organisch materiaal.

In dit voorstel tot herziening wordt een andere benadering gevolgd. Er is nagegaan of de invoerparameters konden uitgedrukt worden als een functie van één of meerdere bodemkenmerken (pH, CEC, gehalte van de stof in de bodem, textuur, ...). Vervolgens is onderzocht of een variatie van deze bodemkenmerken resulteert in een variatie van de bodemsaneringsnorm en of dit in een (eenvoudige) relatie is uit te drukken.

In het geval van Cr(III) kan enkel de verdelingscoëfficiënt K_d uitgedrukt worden als functie van een bodemkenmerk, nl. de pH(CaCl₂; 0,01 M). Een variatie van de pH (en dus van de K_d) heeft enkel een effect op de BSN van bestemmingstype II (cfr. Tabel 21). Voor Cr(VI) werd geen regressiemodel bepaald dat het verband beschrijft tussen de K_d waarde en de bodem pH.

Tabel 21: Invloed van de pH op de bodemsaneringsnorm Cr(III) [mg/kg ds] voor bestemmingstype II.

	pH					
	3	4	5	6	7	8
Cr(III)	62,7	66,7	69,1	70,3	71	71,4

Uit de tabel blijkt dat de BSN's slechts matig variëren over een groot pH bereik. De relatie kan worden uitgedrukt met de regressievergelijking:

$$\text{BSN} = 1,65 \times \text{pH} + 59,48 \quad (R^2 = 0,8597)$$

9.2 Grondwater

9.2.1 Achtergrondwaarde

De achtergrondwaarde voor Cr(III) in grondwater bedraagt 10 µg/l (Vlarebo) en is vastgelegd op de detectielimiet. De analyse ter bepaling van chroom in het

grondwater dient uitgevoerd te worden volgens de methode beschreven in bijlage 5 van het Vlarebo (integraal vervangen door Art. 26, Vlarebo ter).

Totnogtoe zijn nog geen achtergrondwaarden voor Cr(VI) in het grondwater bepaald.

9.2.2 Bodemsaneringsnorm

De bodemsaneringsnorm voor chroom in grondwater heeft als criterium drinkwaterkwaliteit. Er werd door de WHO overwogen om 2 verschillende richtwaarden af te leiden voor Cr in drinkwater, doch de analytische mogelijkheden en de variabele speciatie in drinkwater noodzaakten tot een richtwaarde voor Cr-totaal. Bij gebrek aan geschikte toxicologische data werd de grenswaarde van 0,05 mg/l gehandhaafd als provisoire richtlijn, ook al werd deze in vraag gesteld, gezien Cr(VI) genotoxisch is en carcinogeen bij inhalatie. Deze waarde wordt wel als voldoende beschermend beschouwd (WHO, 1993, 1996a). In Vlaanderen mag drinkwater (kraantjeswater) maximaal 50 µg/l bevatten (VI. Reg., 2003; Raad van Europa, 1998). De norm van 50 µg/l die bij de vorige evaluatie voorgedragen is als bodemsaneringsnorm voor het grondwater wordt niet herzien.

Momenteel is er nog geen bodemsaneringsnorm voor Cr(VI) in het grondwater bepaald. Indien men als criterium voor de norm drinkwaterkwaliteit hanteert, kan men -bij gebrek aan andere voldoende onderbouwde grenswaarden- terugvallen op de richtwaarde van WHO voor Cr-totaal (WHO, 1993, 1996a). Hierdoor wordt voorgesteld om de bodemsaneringsnorm voor Cr(VI) op 50 µg/l te stellen (i.e. dezelfde norm als voor 3-waardig Cr). Ter vergelijking: in Vlaanderen mag drinkwater (kraantjeswater) maximaal 50 µg/l bevatten (VI. Reg., 2003; Raad van Europa, 1998).

9.3 Vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen, dit voorstel en het voorstel voor ecologische bodemsaneringsnormen

In Tabel 22 is een vergelijking gemaakt van de berekeningen in Vlier-Excel, de bestaande normering (Vlarebo) en de ecotoxicologische richtwaarden (Waegeneers en Smolders, 2002). In bijlage 6 zijn voor verschillende landen de overeenkomstige vigerende bodemsaneringsnormen weergegeven. In bijlage 7 zijn de Nederlandse LAC-waarden terug te vinden.

Een mogelijke bijstelling van bodemsaneringsnormen voor arseen op basis van niet-toxicologische gronden wordt besproken in Cornelis en De Raeymaecker (2004).

Vaak wordt bij de metingen geen onderscheid gemaakt tussen Cr(III) en Cr(VI). Omdat Cr meestal onder 3-waardige vorm voorkomt in de bodem, zijn meestal de BSN's voor Cr(III) van toepassing. Indien er evenwel resultaten zijn voor Cr(VI) of indien er indicaties zijn dat Cr(VI) kan voorkomen, dient de BSN voor Cr(VI) te worden toegepast.

Er wordt geen nieuwe BSN voor Cr(III) in grondwater voorgesteld. Er zijn ook geen nieuwe achtergrondwaarden voor bodem en grondwater voorgesteld.

Tabel 22: Vergelijking berekeningen Vlier-Excel voor Cr, bestaande normering en ecologische bodemsaneringsnormen bij standaardbodem [mg/kg ds].

Normering		BSN II	BSN III	BSN IV	BSN V
Herziene BSN	Cr(III)	70,3	240 (160 f)	746 d	11944 I (160 f)
	Cr(VI) inhalatoir carcinogeen	6,6 (bil) (9,3)	4,3 (bil) (6,0)	6,6 (bil) (18,6 v)	3,7 (bil) (35,2 l)
Ecotoxicologische BSN		560 § §	560 §§ §§	560 §§	880 §§§
Huidige BSN		130	300	500	800

BSN x: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype x;

d: scenario dagrecreatie (IV); I: scenario lichte industrie (V); f: indien zou worden bijgesteld op basis van fytotoxiciteit; tussen haakjes wordt de niet-bijgestelde norm vermeld;

§: landbouwgebieden; §§: residentiële en parkgebieden; §§§: commerciële en industriële gebieden;

Vergelijking met de vorige evaluatie

De volgende bemerkingen kunnen geformuleerd worden ter verklaring van het verschil met de bestaande BSN's (zie ook bijlage 5):

Het verschil in de berekeningswijze:

- o BSN's werden berekend voor zowel Cr(III) als Cr(VI); Bij de berekeningen voor Cr(VI) werd rekening gehouden met het feit dat Cr(VI) niet-carcinogeen is bij orale opname, maar een carcinogene werking vertoont na inhalatie;
- o voor bestemmingstypes II en III werd de directe blootstelling door gewasconsumptie geschat aan de hand van een uitgebreid voedselpakket en het relatieve aandeel van de verschillende gewassen in dit pakket;
- o voor bestemmingstype II is in deze herziening de berekeningswijze van de transfer naar vee herbekeken (De Raeymaecker et al., 2005); in het geval van Cr(III) werd de overdracht naar vlees berekend m.b.v. een orale absorptiefactor voor vee (f_{acing}) van $3 \cdot 10^{-2}$, een excretiefactor voor vee (f_{exc}) van $9 \cdot 10^{-2}$ en een inhalatoire absorptiefactor (f_{acinh}) van 1; de transfer naar melk werd berekend m.b.v. een biotransferfactor van $2 \cdot 10^{-4}$ d/l. Voor Cr (VI) werd de overdracht naar vlees berekend m.b.v. een orale absorptiefactor voor vee (f_{acing}) van $5 \cdot 10^{-2}$, een excretiefactor voor vee (f_{exc}) van $9 \cdot 10^{-2}$ en een inhalatoire

- absorptiefactor (f_{acinh}) van 1; de transfer naar melk werd net zoals voor Cr(III) berekend m.b.v. een biotransferfactor van $2 \cdot 10^{-4}$ d/l.
- o voor bestemmingstypes II en III werd een gecorrigeerde orale achtergrond-blootstelling berekend door rekening te houden met gewasconsumptie uit eigen tuin;
 - o bij deze herziening werd er voor de mogelijke variatie van de BSN rekening gehouden met de variatie van de bodemkenmerken die als variabelen werden uitgedrukt in de verschillende fysico-chemische en biologische parameters;
- Gewijzigde fysico-chemische, biologische en toxicologische parameters:
- o K_d , BCF's, f_{acing} , f_{exc} , TDI, fytotoxische grenswaarde, orale en inhalatoire achtergrondblootstelling.

Referenties

- Amavis, R., Hunter, W.J., Smeets, J.G.P.M. (1975). Hardness of drinking water and public health. Proc. European Sci. Colloq., Luxembourg. In: Smart en Sherlock, 1985.
- Ameryckx, J.B., Verheye, W., Vermeire, R. (1995). Bodemkunde. Willy Ameryckx, Willy Verheye, Raphaël Vermeire, uitgevers. Gent, België.
- Anderson, R.A. (1986). Chromium metabolism and its role in disease processes in man. Clin. Physiol. Biochem., 4: 31-41. In: ATSDR, 2000.
- Anderson, R.A. (1989). Essentiality of chromium in humans. Sci. Total Environm., 86: 75-81. In: DEFRA-EA, 2002a.
- Anderson, R.A. (1997). Chromium as an essential nutrient for humans. Regul. Toxicol. Pharmacol., 26: S35-S41. In: ATSDR, 2000.
- Anderson, M., Riley, D., Rotruck, J. (1980). Chromium(III) tris-acetylacetonate: an absorbable, bioactive source of chromium. Fed. Proceed., 39: 787.
- Anderson, R.A., Polansky, M.M., Bryden, N.A., Patterson, K.Y., Veillon, C., Glinsmann, W. (1983). Effects of chromium supplementation on urinary Cr excretion of human subjects and correlation of Cr excretion with selected clinical parameters. J. Nutr., 113: 276-281. In: WHO, 1988.
- Anke, M., Dietrich, M., Wicke, G., Pflug, D., Schueler, D. (1971). Absorption, excretion, and distribution of ⁵¹chromium given by mouth to lactating ruminants. Arch. Tierern., 21: 599-607.
- ATSDR (2000). Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Toxicological profile for chromium. In: ATSDR's Toxicological Profile on CD-ROM, version 4:1, 2001. Chapman and Hall/CRC, Londen, VK.
- Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., van Apeldoorn, M.E., Meijerink, M.C.M., Verdam, L. en Zeilmaker, M.J. (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM rapportnummer 711701025, Bilthoven, Nederland.
- Becker, N., Chang-Claude, J., Frentzel-Beyme, R. (1991). Risk of cancer for arc welders in the Federal Republic of Germany: results of a second follow up (1983-8). Br. J. Ind. Med.: 48: 675-683.
- Bennett, B.G. (1986). Exposure assessment for metals involved in carcinogenesis. IARC Sci. Publ., 71: 115-128. In: ATSDR, 2000.
- Benova, D., Hadjidekova, V., Hristova, R., Nikolova, T., Boulanova, M., Georgieva, I., Grigorova, M., Popov, T., Panev, T., Georgieva, R., Natarajan, A.T., Darroudi, F., Nilsson, R. (2002). Cytogenetic effects of hexavalent chromium in Bulgarian chromium platers. Mutat. Res. 514: 29-38.
- Bierkens, J. (2001). Methodiek voor het afleiden van ecologische bodemnormen in Vlaanderen. VITO, rapportnr. TOX/2001/R/011, Mol, België.
- Bierkens, J. (2002). Richtlijnen voor het uitvoeren van een locatiespecifieke ecologische risico-analyse in Vlaanderen. VITO, rapportnr. TOX/2002/R/010, Mol, België.

- Bockting, G., van den Berg, R. (1992). De accumulatie van sporenelementen in groenten geteeld op verontreinigde bodems - een literatuurstudie. RIVM, rapportnr. 725201009. Bilthoven, Nederland.
- Bratakos, M.S., Lazos, E.S., Bratakos, S.M. (2002). Chromium content of selected Greek foods. *Sci. Total Environm.*, 290: 47-58.
- Broadhurst, C.L., Schmidt, W.F., Reeves, J.B., et al. (1997). Characterization and structure by NMR and FTIR spectroscopy, and molecular modeling of chromium(III) picolinate and nicotinate complexes utilized for nutritional supplementation. *J. Inorg. Biochem.* 66:119-130. In: ATSDR, 2000.
- Buchet, J.P., Lauwerys, R., Vandevoorde, A., Pycke, J.M. (1983). Oral daily intake of cadmium, lead, manganese, copper, chromium, mercury, calcium, zinc and arsenic in Belgium: a duplicate meal study. *Food Chem. Toxicol.*, 21(1): 19-30.
- California Air Resources Board (CARB) (1990) Hexavalent chromium data as of March 9, 1990, Letter from Michael P. Redgrave, CARB, to Patrick Sheehan, ChemRisk.
- CCRX (1993). Metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen in het biologisch milieu in Nederland 1991. Coördinatiecommissie voor metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen, Bilthoven, Nederland.
- CCRX (1994). Coördinatie-Commissie voor Metingen in het Milieu. Metingen in het milieu in Nederland 1992. Bilthoven, Nederland.
- CEE (2002). The Charles E. Via, Jr. Department of Civil and Environmental Engineering.
http://www.cee.vt.edu/program_areas/environmental/teach/gwprimer/group01/redox.html
- Chakov, N.E., Collins, R.A., Vincent, J.B. (1999). A re-investigation the electron spectra of chromium(III) picolinate complexes and high yield synthesis and characterization of $\text{Cr}_2(\mu\text{-OH})_2(\text{pic})_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ (Hpic=picolinate acid). *Polyhedron* 18: 2891-2897. In: ATSDR, 2000.
- Cheng, L., Sonntag, D.M., de Boer, J., Dixon, K. (2000). Chromium(VI)-induced mutagenesis in the lungs of big blue transgenic mice. *J. Environm. Pathol. Toxicol. Oncol.* 19: 239-249.
- Claude, J.C., Frentzel-Beyme, R.R., Kunze, E. (1988). Occupation and risk of cancer of the lower urinary tract among men. A case-control study. *Int. J. Cancer* 41: 371-379.
- Cornelis C., De Raeymaecker B. (2004) Bijstellingen van voorstellen voor bodemsaneringsnormen op niet-toxicologische gronden: denkoefening. Vito rapport 2004/IMS/R/024, 20p.
- Dartsch, P.C., Hildenbrand, S., Kimmel, R., Schmahl, F.W. (1998). Investigations on the nephrotoxicity and hepatotoxicity of trivalent and hexavalent chromium compounds. *Int. Arch. Occup. Environm. Health* 71: S40-45.

- Dayan, A.D., Paine, A.J. (2001). Mechanisms of chromium toxicity, carcinogenicity and allergenicity: review of the literature from 1985 to 2000. *Hum. Exp. Toxicol.*, 20: 439-451.
- Deelstra, H., Massart, D.L., Van Peteghem, C. (1996b). Een actiegericht food monitoring programma. Federale Diensten voor Wetenschappelijke, Technische en Culturele aangelegenheden, Impuls Programma: Gezondheidsrisico i.v.m. voeding (1990-1995).
- De Flora, S. et al. (1997). Estimates of the chromium (VI) reducing capacity in human body compartments as a mechanism for attenuating its potential toxicity and carcinogenicity. *Carcinogenesis* 18: 531-537. In: Baars et al., 2001.
- DEFRA-EA (2002a). Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency (UK). Contamination in soil: Collation of toxicological data and intake values for humans: Chromium. Environment Agency, Bristol, VK.
- DEFRA-EA (2002b). Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency (UK). Soil guideline values for chromium contamination. Environment Agency, Bristol, VK.
- de Groot, A.C., Peijnenburg, W.J.G.M., van den Hoop, M.A.G.T., Ritsema, R., van Veen, R.P.M. (1998). Heavy metals in Dutch soils: an experimental and theoretical study on equilibrium partitioning. RIVM, rapportnr. 607220001. Bilthoven, Nederland. In: Smolders et al., 2000.
- Dejonckheere W.W., Steurbaut, S. Drieghe, R. Verstraeten, H. Braeckman (1996) Pesticide residue concentrations in the Belgian total diet, 1991-1993. *Journal of AOAC International*, 79(2), 520-528.
- De Raeymaecker, B., Cornelis, C., Seuntjens, P. (2005). Transfer van zware metalen naar vee. Eindnota. VITO, Mol, België.
- DHHS (1995). Department of Health and Human Services, USA. Food and Drug Administration. Food labeling: reference daily intakes, final rule. 21 FFR Part 101. Federal Register 60(249): 67164-17165. In: US-EPA, 1998a.
- DoH (1991). Department of Health. Dietary Reference Values for Food and Energy and Nutrients for the UK, Report on the Panel on Dietary Reference Values of the Committee on Medical Aspects of Food Policy, Report on Health and Social Subjects 41, The Stationery Office, Londen, VK. In: DEFRA-EA, 2002a.
- Donaldson, R.M., Jr., Barreras, R.F. (1966). Intestinal absorption of trace quantities of chromium. *J. Lab. Clin. Med.*, 68: 484-493. In: WHO, 1988.
- EA (2001). Risk Assessment of Chromium trioxide, Sodium chromate, Sodium dichromate, Ammonium dichromate, Potassium dichromate, Revised draft.
- EC (1993). Reports of the scientific committee for food - Nutrient and energy intakes for the European Community (thirty-first series). Commission of the European Communities, ECSC-EEG, EAEC, Brussel, België.

- EC (1997). Europese Commissie. Verordening 142/97 van de Commissie van 27/01/1997 betreffende de verstrekking van informatie over bepaalde bestaande stoffen krachtens Verordening 793/93 van de Raad. PB L 025, 28/01/1997.
- ECB (2002). European Chemicals Bureau.
<http://ecb.jrc.it/>
- ECETOC (1992). Hazard assessment of chemical contaminants in soil. Technical Report No. 40 – Revised appendix 3. ECETOC, Brussel, België.
- Effroymsen R.A., B.E. Sample, G.W. Suter II (2004) Bioaccumulation from soil by plants : spiked soils vs. field contamination or background. Human and Ecological Risk Assessment, 10, 1117-1127.
- El-Bassam, N., Poelstra, P., Frissel, M.J. (1975). Chrom und Quecksilber in einem seit 80 Jahren mit städtischen Abwasser berieselten Boden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 3: 309. In: Kabata-Pendias en Pendias, 1992.
- Elbetieha, A., Al-Hamood, M.H. (1997). Long-term exposure of male and female mice to trivalent and hexavalent chromium compounds: effect on fertility. Toxicol. 116: 19-47. In: US-EPA, 1998a
- Falerios, M., K. Schild, P. Sheehan, D.J. Paustenbach (1992) Airborne concentrations of trivalent and hexavalent chromium from contaminated soils at unpaved and partially paved commercial/industrial sites. J. Air Waste Manage. Assoc. 42: 40-48.
- Feltzer, S.P., Dourson, M.L. (1997). Hexavalent chromium-contaminated soils: options for risk assessment and risk management. Regul. Toxicol. Pharmacol., 25: 43-59. In: Baars et al., 2001.
- Finley, B.L., Paustenbach, D.J. (1997). Using applied research to reduce uncertainty in health risk assessment: Five case studies involving human exposure to chromium in soil and groundwater. J. Soil Contam., 6(6): 649-106. In: ATSDR, 2000.
- Fonds, A.W., van den Eshof, A.J., Smit, E. (1987). Water quality in the Netherlands. RIVM, rapportnr. 218108004. In: WHO, 1993.
- Frentzel-Beyme, R. (1983). Lung cancer mortality of workers employed in chromate pigment factories. A multicentric European epidemiological study. J. Cancer Res. Clin. Oncol. 105: 183-188.
- Gad, S.C. (1989). Acute and chronic systemic chromium toxicity. Sci Total Environm. 86: 149-157.
- Gale, T.F. (1982). The embryotoxic response to maternal chromium trioxide exposure in different strains of hamsters. Environm. Res., 29: 196-203.
- Gargas, M.L., Norton, R.L., Paustenbach, D.J., et al. (1994). Urinary excretion of chromium by humans following ingestion of chromium picolinate: Implications for biomonitoring. Drug. Metab. Dispos. 22(4): 522-529. In: ATSDR, 2000.

- Glaser, U., Hochrainer, D., Kloppe, H., Oldiges, H. (1986). Carcinogenicity of sodium dichromate and chromium (VI/III) oxide aerosols inhaled by male Wistar rats. *Toxicol.*, 42: 219-232.
- Glaser, U., Hochrainer, D., Kloppe, H., et al. (1985). Low level chromium (VI) inhalation effects on alveolar macrophages and immune function in Wistar rats. *Arch. Toxicol.*, 57(4): 250-256. In: US-EPA, 1998b.
- Glaser, U., Hochrainer, D., Steinhoff, D. (1990). Investigation of irritating properties of inhaled Cr(VI) with possible influence on its carcinogenic action. In: US-EPA, 1998b.
- Gregory, J., Foster, K., Tyler, H., Wiseman, M. (1990). The dietary and nutritional survey of British adults. The Stationery Office, London. In: MAFF, 1999.
- Griffin, R.A., Au, A.K., Frost, R.R. (1977). Effect of pH on adsorption of chromium from landfill-leachate by clay minerals. *J. Environm. Sci. Health*, 12a: 431. In: Kabata-Pendias en Pendias, 1992.
- Hassauer, M., Kalberlach, F., Oltmanns, J., Schneider, K. (1993). Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Umweltbundesamt, Berichte 4/93. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Duitsland.
- HGR (2000). Hoge Gezondheidsraad. Voedingsaanbevelingen voor België. Herzene versie 2000.
- http://www.health.fgov.be/CSH_HGR/Nederlands/Brochures/VOEDINGSAA/NBEVELINGENNL1.htm#_Toc482758209
- HSDB (2002a). Hazardous Substances Data Bank. Chromium.
- <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~BAAO0aGvC:16:cpp>
- HSDB (2002b). Hazardous Substances Data Bank. Chromic oxide.
- <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~AAAPUaGyE:11:cpp>
- HSDB (2002c). Hazardous Substances Data Bank. Potassium dichromate.
- <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~AAAPUaGyE:13:cpp>
- IARC (1980). IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to human, 23. Some metals and metallid compounds. Lyon, IARC. In: WHO, 1987.
- IARC (1990). Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: Chromium, Nickel and Welding, Lyon, France: IARC, World Health Organization.
- Iijima, S., Matsumoto, N., Lu, C-C. (1983). Transfer of chromic chloride to embryonic mice and changes in the embryonic mouse neuroepithelium. *Toxicol.*, 26: 257-265.
- Itoh, S., Shimada, H. (1998). Bone marrow and liver mutagenesis in lacZ transgenic mice treated with hexavalent chromium. *Mutat. Res.*, 412: 63-67.

- IUCLID Dataset for Chromium (2000). In: International Uniform Chemical Information Database, ECB, IUCLID CD-ROM, version 2000.
- Ivankovic, S., Preussman, R. (1975). Absence of toxic and carcinogenic effects after administration of high doses of chromic oxide pigment in subacute and long-term feeding experiments in rats. *Food Cosmet. Toxicol.*, 13(3): 347-351.
- James W. B. and J. A. Izbicki (1997) Occurrence of hexavalent chromium in ground water in the western Mojave Desert, California. *Applied Geochemistry*, 19, 7, 1123-1135.
- Jones, R.E. (1990). Hexavalent chrome: threshold concept for carcinogenicity. *Biomed. Environm. Sci.*, 3: 20-34. In: Baars et al., 2001.
- Junaid, M., Murthy, R.C., Saxena, D.K. (1995). Chromium fetotoxicity in mice during late pregnancy. *Vet. Hum. Toxicol.*, 37: 320-323.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992). Trace elements in soils and plants, 2nd Ed. CRC Press, Boca Raton, Florida, VS.
- Kerger, B.D., Finley, B.L., Corbett, G.E., Dodge, D.G., Paustenbach, D.J. (1997). Ingestion of chromium (VI) in drinking water by human volunteers: absorption, distribution, and excretion of single and repeated doses. *J. Toxicol. Environm. Health*, 50: 67-95. In: DEFRA-EA, 2002a.
- Kloke, A., Sauerbeck, D.R., Vetter, H. (1984). The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains. In: Nriagu, J.A. (Ed.). *Changing metal cycles and human health*. Dahlem, Konferenzen, Springer-Verlag, Berlin, Duitsland. In: Kabata-Pendias en Pendias, 1992.
- Kuo, H.W., Wu, M.L. (2002). Effects of chromic acid exposure on immunological parameters among electroplating workers. *Int. Arch. Occup. Environm. Health*, 75: 186-190. Langard, S. (1994). Nickel-related cancer in welders. *Sci. Total Environm.*, 148: 303-309.
- Lee, K.P., Ulrich, C.E., Geil, R.G., Trochimowicz, H.J. (1988). Effects of inhaled chromium dioxide dust on rats exposed for two years. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 10: 125-145.
- Li, Y., N.K. Pradhan, R. Foley, G.K.C. Low (2002) Selective determination of airborne hexavalent chromium using inductively coupled plasma mass spectrometry. *Talanta* 57: 1143-1153.
- Lide, D.R. (Ed.) (1994). *Handbook of chemistry and physics*, 75th Ed. CRC Press, Boca Raton, Florida. Mackison, F. W., Stricoff, R. S., Partridge, L.J. Jr. (Eds.) (1981). *NIOSH/OSHA - Occupational Health Guidelines for Chemical Hazards*. DHHS(NIOSH) Publication No. 81-123 (3 Vol.). Washington, DC: U.S. Government Printing Office. In: HSDB, 2002a
- Lindberg, E., Hedensteirna, G. (1983). Chrome plating: Sypmtons, finding in the upper airways and effects on lung function. *Arch.. Environm. Health*, 38: 367-374. In: US-EPA, 1998b.

- Liu, H.C., Chang, W.H., Lin, F.H., Lu, K.H., Tsuang, Y.H., Sun, J.S. (1999). Cytokine and prostaglandin E2 release from leukocytes in response to metal ions derived from different prosthetic materials: an in vitro study. *Artif. Organs*, 23: 1099-1106.
- LNV (1991). Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Landbouwwadviescommissie milieukritische stoffen. Werkgroep verontreinigde gronden. LAC-signaalwaarden. Den Haag; Nederland.
- Loubieres, Y., de Lassence, A., Bernier, M., Vieillard-Baron, A., Schmitt, J.M., Page, B., Jardin, F. (1999). Acute, fatal, oral chromic acid poisoning. *J. Toxicol. Clin. Toxicol.*, 37: 333-336.
- Macnicol, R.D., Beckett, P.H. (1985). Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant and Soil*, 85: 107-129.
- MAFF (1985). Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Survey of aluminium, antimony, chromium, cobalt, indium, nickel, thallium and tin in food. The working party on the monitoring of foodstuffs for heavy metals, The Fifteenth Report of the Steering Group on Food Surveillance, The Stationery Office, London, UK.
- MAFF (1998). Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. National Food Survey, 1997. The Stationery Office, London. In: MAFF, 1999.
- MAFF (1999). Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. 1997 Total diet study – Aluminium, arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, selenium, tin and zinc. Food Surveillance Information Sheet, 191.
- Malsch, P.A., Proctor, D.M., Finley, B.L. (1994). Estimation of a chromium inhalation reference concentration using the benchmark dose method. A case study. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 20: 58-82. In: US-EPA, 1998b.
- Manusco, T.F. (1975). Consideration of chromium as an industrial carcinogen. International Conference on Heavy Metals in the Environment. Toronto; Ontario, Canada, October 27-31, pp 343-356. In: US-EPA, 1998b.
- Martens, K., Tack, F., Verloo, M., Vanmechelen, L., Groenemans, R., Van Ranst, E. (1994) Inventarisatie van achtergrondwaarden van zware metalen in de Vlaamse bodem in relatie tot bodemeigenschappen. Inventarisatie van transferkarakteristieken voor opname van zware metalen door de plant in relatie tot bodemeigenschappen. Onderzoek in opdracht van OVAM overeenkomstig ref. nr. 940607VD en ref. nr. 940608VD.
- McKenzie, R.D., Byerrum, R.U., Decker, C.F. et al. (1958). Chronic toxicity studies. II. Hexavalent and trivalent chromium administered in drinking water to rats. *Am. Med. Assoc. Arch. Ind. Health*, 18: 232-234. In: US-EPA, 1998b.
- Merian, E. (1984). Introduction on environmental chemistry and global cycles of arsenic, beryllium, cadmium, chromium, cobalt, nickel, selenium and their derivatives. *Toxicol. Environm. Chem.*, 8: 9-38.
- Merck (1983). The Merck Index. 10th ed. Rahway, New Jersey: Merck Co., Inc. In: HSDB, 2002b.

- Min. Econ. Zaken en Min. Soc. Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu (1999). Koninklijk Besluit van 08/02/1999 betreffende natuurlijk mineraal water en bronwater. B.S., 23/04/1999.
- Min. Soc. Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu (2002). Koninklijk Besluit van 14/01/2002 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water dat in voedingsmiddeleninrichtingen verpakt wordt of dat voor de fabricage en/of het in de handel brengen van voedingsmiddelen wordt gebruikt. B.S. 19/03/2002.
- Mor S, Ben-Efraim S, Leibovici J, Ben-David A. (1988). Successful contact sensitization to chromate in mice. *Int. Arch. Allergy Appl. Immunol.*, 85: 452-457.
- NIOSH (1994). NIOSH Pocket Guide to Chemical Hazards. DHHS (NIOSH) Publication No. 94-116. US Government Printing Office, June 1994, Washington, DC. In: HSDB, 2002a.
- Nriagu, J.O., Nieboer, E. (Eds.) (1988). Chromium in the natural and human environments. New York, NY, John Wiley. In: WHO, 1996a.
- NRC (1989). National Research Council. Subcommittee on the 10th edition of the RDAs, Food and Nutrition Board, Commission on Life Science. Recommended Dietary Allowances, 10th edition. National Academy Press, Washington, DC, VS.
- NRC (1997). National Research Council. The role of chromium in animal nutrition. National Academy of Sciences, Washington DC, VS. In: NRC, 2001.
- NRC (2001). National Research Council. Subcommittee on dairy cattle nutrition, Committee on animal nutrition, Board on agriculture and natural resources. Nutrient requirements of dairy cattle: 7th revised Ed. (2001). National Academy of Science, Washington DC, VS.
- <http://www.nap.edu/books/0309069971/html/>
- Ontario Ministry of the Environment – Standards Development Branch (2004) Information draft on the development of Ontario air standards for hexavalent chromium and chromium compounds (trivalent and divalent), Ontario.
- Oorts K., Smolders E. (2006) Uitwerken van PAF (potentieel aangetaste fractie) curves voor ecotoxicologische risicoevaluatie voor terrestrische producenten (planten) terrestrische lagere consumenten (invertebraten) en terrestrische hogere consumenten (vertebraten), Katholieke Universiteit Leuven, Leuven, 50p.
- OVAM (1996). Basisinformatie voor risico-evaluaties. D/1996/5024/19. OVAM, Mechelen, België.
- OVAM (2004) Besluit van de Vlaamse regering van 5 maart 1996 houdende het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering (B.S., 27 maart 1996), gewijzigd bij de besluiten van de Vlaamse regering van 23 april 2004 (B.S., 5 augustus 2004).

- OVAM (2004) Basisinformatie voor risico-evaluaties –Deel 1-H – Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen. OVAM, Mechelen, België.
- OVAM (2005) Bepaling van risico's door uitloging en beschrijving evolutie van bodemkwaliteit; Deel 1 Opstellen methodiek. OVAM, Mechelen, België.
- OVAM (2005) Bepaling van risico's door uitloging en beschrijving evolutie van bodemkwaliteit; Deel 2 Handleiding uitloging. OVAM, Mechelen, België.
- Paustenbach, D.J., W.E. Rinehart, P.J. Sheehan (1991) The health hazards posed by chromium contaminated soils in residential and industrial areas: conclusions of an expert panel. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 13: 195-222.
- Qi, W., Reiter, R.J., Tan, D.-X., Garcia, J.J., Manchester, L.C., Karbownik, M., Calvo, J.R. (2000). Chromium(III)-induced 8-hydroxydeoxyguanosine in DNA and its reduction by antioxidants: comparative effects of melatonin, ascorbate, and vitamin E. *Environm. Health Perspect.*, 108 :399-402.
- Raad van Europa (1982). Substances used in plastic materials coming into contact with food, 2nd Ed. (Strasbourg). In: Smart en Sherlock, 1985.
- Raad van Europa (1993). Verordening 793/93 van de Raad van 23/03/1993 inzake de beoordeling en de beperking van de risico's van bestaande stoffen. PB L 084, 05/04/1993.
- Raad van Europa (1998). Richtlijn 98/83/EG van de Raad van 03/11/1998 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. PB L 330, 05/12/1998.
- RAIS (1997). Risk Assessment Information System. Toxicity summary for chromium.
- <http://risk.lsd.ornl.gov/tox/profiles/chromium.shtml>
- Rasmussen, G. (1983). Release of trace elements from kitchen utensils. Publication No. 77 (Denmark: Miljoministeriet). In: Smart en Sherlock, 1985.
- Ruttens, A. (2003). Herziening bodemsaneringsnorm voor zware metalen. Partim B. Invulling van biobeschikbaarheid in functie van bodemeigenschappen in humaan toxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnormen. Limburgs Universitair Centrum, Diepenbeek, België.
- Sax, N.I. (1984). Dangerous properties of industrial materials. 6th ed. New York, Van Nostrand Reinhold. In: HSDB, 2002c.
- Sax, N.I. en Lewis, R.J. (Eds.) (1987). Hawley's condensed chemical dictionary. 11th Ed., New York, Van Nostrand Reinhold Co. In: HSDB, 2002a.
- Scott, P.K., B.L. Finley, M.A. Harris, D.E. Rabbe (1997) Background air concentrations of Cr (VI) in Hudson County, New Jersey: Implications for setting health-based standards for Cr(VI) in soil. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 59: 102-114.

- Shindo, Y., Toyoda, Y., Kawamura, K., Kurebe, M., Shimada, H., Hattori, C., Satake, S. (1989). Micronucleus test with potassium chromate(VI) administered intraperitoneally and orally to mice. *Mutat. Res.*, 223: 403-406.
- Sipowicz, M.A., Anderson, L.M., Utermahlen, W.E. Jr, Issaq, H.J., Kasprzak, K.S. (1997). Uptake and tissue distribution of chromium(III) in mice after a single intraperitoneal or subcutaneous administration. *Toxicol. Lett.*, 93: 9-14.
- Slooff, W. et al. (1989). Integrated criteria document chromium. RIVM, rapportnr. 758701002, Bilthoven, Nederland. In: WHO, 1993.
- Slooff, W., Cleven, R.F.M.J., Janus, J.A., van der Poel, P. (1990). Integrated criteria document chromium. RIVM, rapportnr. 710401002, Bilthoven, Nederland.
- Solis-Heredia, M.J., Quintanilla-Vega, B., Sierra-Santoyo, A., Hernandez, J.M., Brambila, E., Cebrian, M.E., Albores, A. (2000). Chromium increases pancreatic metallothionein in the rat. *Toxicol.*, 142: 111-117.
- Smart, G.A., Sherlock, J.C. (1985). Chromium in foods and the diet. *Food Addit. Contam.*, 2(2): 139-147.
- Smolders, E., Degryse, F., De Brouwere, K., Van Den Brande, K., Cornelis, C., Seuntjens, P. (2000). Bepaling van veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen in Vlaanderen.
- Stearns, D.M., Silveira, S.M., Wolf, K.K., Luke, A.M. (2002). Chromium(III) tris(piccolinate) is mutagenic at the hypoxanthine (guanine) phosphoribosyltransferase locus in Chinese hamster ovary cells. *Mutat. Res.*, 513: 135-142.
- Thibault, D.H., Sheppard, M.I., Smith, P.A. (1990). A critical compilation and review of default soil/liquid partition coefficients for use in environmental assessments. AECL-10125, Atomic Energy of Canada Limited, Pinawa, Manitoba, Canada.
- US-Coast Guard (1978). Department of Transportation. CHRIS – Hazardous Chemical Data Manual Two. Washington, DC: US Government Printing Office. In: HSDB, 2002c.
- US-EPA (1998a). Chromium(III), insoluble salts. IRIS-databank (laatste up-date: 1998; accessed: 2002).
<http://www.epa.gov/iris/subst/0028.htm>
- US-EPA (1998b). Chromium(VI). IRIS-databank (laatste up-date: 1998; accessed: 2002).
<http://www.epa.gov/iris/subst/0144.htm>
- US-EPA (2000). Drinking water standards and health advisories. Office of water. EPA 822-B-00-001.
<http://www.epa.gov/ost/drinking/standards/dwstandards.pdf>
- US-EPA (2002a). Current drinking water standards.

<http://www.epa.gov/safewater/mcl.html#organic>

US-EPA (2002b). Ground water and drinking water. Technical factsheet on chromium.

<http://www.epa.gov/OGWDW/dwh/t-ioc/chromium.html>

Van Orshoven, J., Maes, J., Vereecken, H., Feyen, J., Dudal, R. (1988). A structured database of Belgian soil profile data. *Pedologie*, XXXVIII-2, 191-206, BBV.

Van Ranst, E., Vanmechelen, L. (1994). Verwerking van bodemeigenschappen in de normering voor bodemsanering. RUG Vakgroep geologie en bodemkunde, Laboratorium voor Bodemkunde, Gent.

Van Wezel A., W. de Vries, M. Beek (eds.) (2003) Bodemgebruikswaarden voor landbouw, natuur en waterbodan. Technisch wetenschappelijke afleiding van getalswaarden. RIVM, rapportnr. 711701031/2003, Bilthoven, Nederland.

Varma, P.P., Jha, V., Ghosh, A.K., Joshi, K., Sakhuja, V. (1994). Acute renal failure in a case of fatal chromic acid poisoning. *Ren. Fail.*, 16: 653-657.

Veerkamp, W., ten Berge, W. (1994). The concepts of HESP – reference manual – Human exposure to soil pollutants version 2.10a. Shell Internationale Petroleummaatschappij, Den Haag, Nederland.

Vermeire, T.G., van Apeldoorn, M.E., de Fouw, J.C., Janssen, P.J.C.M. (1991). Voorstel voor de huanan-toxicologische onderbouwing van de C-(toetsings)waarden. RIVM, rapportnr. 725201005, Bilthoven, Nederland.

Versluijs C.W., P.F. Otte (2001) Accumulatie van metalen in planten. Een bijdrage aan de technische evaluatie van de interventiewaarden en de locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodan. RIVM rapport 711701 024/2001, Bilthoven.

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

VI. Parl. (1995). Decreet van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering, wijziging dd. 26/05/1998. B.S., 25/07/1998.

VI. Reg. (1996). Besluit van de Vlaamse Regering van 05/03/1996 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de bodemsanering (Vlarebo). B.S., 27/03/1996.

VI. Reg. (1999). Besluit van de Vlaamse Regering van 19 januari 1999 tot wijziging van het besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne (Vlare II; zoals herhaaldelijk gewijzigd). B.S., 31/03/1999.

VI. Reg. (2002a). Besluit van de Vlaamse Regering van 12/10/2002 tot wijziging van het Besluit van de Vlaamse Regering van 05/03/1996 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de bodemsanering (Vlarebo bis). B.S., 02/02/2002.

- VI. Reg. (2002b). Besluit van de Vlaamse Regering van 14/06/2002 tot wijziging van het Besluit van de Vlaamse Regering van 05/03/1996 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de bodemsanering (Vlarebo ter). B.S., 07/08/2002.
- VMM (2001a). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest. Jaarverslag immissiemeetnetten kalenderjaar 2000 en meteorologisch jaar 2000-2001.
- VMM (2001b). Waterkwaliteit. Lozingen in het water 2000.
- VMM (2001c). Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: thema's, MIRA-T 2001. Garant, Leuven, België.
- VMM (2001d). Lozingen in de lucht 1980-2000. VMM, D/2001/6871/027, Erembodegem, België.
- VMM (2004). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest, Jaarverslag immissiemeetnetten, kalenderjaar 2003 en Meteorologisch jaar 2003-2004, VMM, Erembodegem, België.
- Waegeneers, N., Smolders, E. (2002). Herziening bodemsaneringsnormen voor zware metalen in de bodem: ecotoxicologische benadering. K.U.Leuven, Leuven, België.
- Wetterhahn, K.E., Hamilton, J.W. (1989). Molecular basis of hexavalent chromium carcinogenicity: effect on gene expression. *Sci. Total Environm.*, 86: 113-129.
- WHO (1987). Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European series No. 23, Copenhagen.
- WHO (1988). Environmental Health Criteria, No. 61: Chromium. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
- WHO (1993). Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Vol. 1, Recommendations. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
- WHO (1996a). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Vol. 2, Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
- WHO (1996b). Trace elements in human nutrition and health. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
- WHO (2000). Air quality guidelines for Europe, 2nd Ed. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. Regional Office for Europe, Copenhagen, Denemarken.
- Williams, J.H. (1987). Chromium in sewage sludge applied to agricultural land. CEC report, contract No. B6632/87/06.01. In: LNV, 1991.
- Ysart G., Miller, P., Crews, H., Robb P., Baxter M., De L'Argy, C., Lofthouse S., Sargent C., Harrison N. (1999) Dietary exposure estimates of 30 elements from the UK total diet study. *Food additives and Contaminants*, 16, 9, 391-403.

Zhang, J., Li, X. (1987). Chromium pollution of soil and water in Jinzhou. J. of Chinese Preventive Med., 21: 262-264. In: US-EPA, 1998b.

In de verschillende rapporten voor individuele metalen wordt enkel bijlage 5 per rapport opgenomen omdat het de specifieke gegevens voor het desbetreffende metaal samenvat. De overige bijlagen, die betrekking hebben op alle metalen, worden in een afzonderlijk rapport opgenomen. Deze bijdragen zijn:

BIJLAGE 1: WETTELIJKE NORMEN DRINKWATER
 BIJLAGE 2: REGELGEVING VOOR ZWARE METALEN EN ARSEEN IN DE VOEDING
 BIJLAGE 3: REGELGEVING OMTRENT ONGEWENSTE STOFFEN IN DIERVOEDING EN IN TOEVOEGINGSMIDDELEN DAARVAN
 BIJLAGE 4: BEOORDELING DIEETSTUDIES
 BIJLAGE 6: OVERZICHT BUITENLANDSE NORMEN
 BIJLAGE 7: LAC-SIGNAALWAARDEN (NEDERLAND)
 BIJLAGE 8: OMREKENINGSFORMULES CONCENTRATIE-EENHEDEN PLANTEN

BIJLAGE 5: INVOERGEGEVENS CHROOM

Parameter	Bestaande normering (20 °C)		Huidig voorstel (20 °C)	
Molmassa [g/mol]	52	-	52	Geometrisch gemiddelde
S [mg/l]	-		-	
[mol/m ³]				
P [Pa]	nvt		nvt	
H [Pa.m ³ /mol]	nvt		nvt	
K _{ow} [-]	nvt		nvt	
log K _{ow} [-]				
K _{oc} [l/kg]	nvt		nvt	
K _d [l/kg]	2.200	Thibault et al., 1990	8511 ^(a) bij pH=6 Cr(III) 5 Cr(VI)	Smolders et al., 2000; de Groot et al., 1998
D _{pe} [m ² /d]	nvt		nvt	
D _{pvc} [m ² /d]	nvt		nvt	
Diff. coëff. lucht [m ² /h]	nvt		nvt	

Parameter	Bestaande normering (20 °C)		Huidig voorstel (20 °C)	
Diff. coëff. water [m ² /h]	nvt		nvt	
BCF _{wo} [-]	2.10 ⁻³	Bockting en van den Berg, 1992	Zie onder ^(b)	Ruttens, 2005
BCF _{st} [-]	2.10 ⁻²	Bocting en van den Berg, 1992	Zie onder ^(b)	Ruttens, 2005
f _{acing} [-]	2,5.10 ⁻² (c)	Zie onder	3.10 ⁻² Cr(III) ^(d) 5.10 ⁻² Cr(VI) ^(d)	De Raeymaecker et al., 2005
f _{acinh} [-]	1	Standaard	1 Cr(III) 1 Cr(VI)	Standaard
f _{exc} [-]	1	Standaard	9.10 ⁻² Cr(III) ^(d) 9.10 ⁻² Cr(VI) ^(d)	De Raeymaecker et al., 2005
DAR _{volw} [l/h]	nvt		nvt	
DAR _{kind} [l/h]	nvt		nvt	
Carc.	1 Cr(VI)	WHO, 1993	1 Cr(VI)	IARC, 1990
	3 Cr(III)		3 Cr(III), Cr(0)	IARC, 1990
			A Cr(VI) _{inh}	US-EPA, 1998b
			D Cr(III), Cr(VI) _{or}	US-EPA, 1998b
GW _{oraal} [mg/kg.d]	5.10 ⁻³	Vermeire et al., 1991	3.10 ⁻³ Cr(III)	ATSDR, 2000 (afgerond)
			3.10 ⁻³ Cr(VI) ^h	US-EPA, 1998b
GW _{inhal.} [mg/kg.d]	5.10 ⁻³	Idem TDI _{oraal}	3.10 ⁻³ Cr(III)	idem TDI _{oraal}
			7,14.10 ⁻⁸ Cr(VI) ^h	WHO, 2000
GW _{lucht} [g/m ³]	-		1,05.10 ⁻⁵ Cr(III)	Berekend uit TDI _{inh}
			2,5.10 ⁻¹⁰ Cr(VI)	WHO, 2000
GW _{drw} [g/m ³]	5.10 ⁻²	WHO, 1993; VI. Ex., 1989	5.10 ⁻²	WHO, 1996a; Raad van Europa, 1998; VI. Reg., 2003
GW _{plant} [mg/kg vs]	5 ^(e)	Kabata-Pendias en Pendias, 1992	0,45 ^(e)	Kabata-Pendias en Pendias, 1992
GW _{vlees}	-		-	

Parameter	Bestaande normering (20 °C)		Huidig voorstel (20 °C)	
[mg/kg vs]				
AB _{oraal} [mg/kg.d]	3.10 ^{-3 (f)}	Buchet et al., 1983	Cr(III)	Deelstra et al., 1996;
			Type II 4,1.10 ^{-4 (g)}	(Cr(VI) 10% van Cr totaal)
			Type III 5,0.10 ⁻⁴	
			Type IV en V 5,1.10 ⁻⁴	
			Cr(VI)	
			Type II 4,1.10 ^{-5 (g)}	
			Type III 5,0.10 ⁻⁵	
			Type IV en V 5,1.10 ⁻⁵	
AB _{inhal.} [mg/kg.d]	0 ^(f)	Zie onder	1,11.10 ⁻⁶ Cr(III) ^(g)	VMM, 2004 (Cr(III): (75% van Cr totaal.)
			0,37.10 ⁻⁶ Cr (VI)	

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

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

^(b): Voor de keuze van een geschikte BCF wordt verwezen naar Ruttens (2005). Deze BCF's zijn uitgedrukt voor Cr-totaal maar worden gebruikt voor zowel Cr(III) als Cr(VI). Voor landbouwgebied (type II) en woonzoonz (Type III) zijn er berekeningen uitgevoerd aan de hand van een uitgebreid voedselpakket en het relatief aandeel van de verschillende gewassen binnen dit voedselpakket.

^(c): Voor de absorptie van anorganisch Cr kan een gemiddelde van 5% aangenomen worden op basis van gegevens voor mens en dier (Slooff et al., 1990). Volgens Hassauer et al. (1993) zou de absorptie van Cr(VI) bij de mens maximaal 5% bedragen; andere bronnen geven maximaal 2% (NRC, 1989; EC, 1993). De transfer naar melk in type II wordt gelijkgesteld aan nul. Aanvankelijk was de fractie via vlees bij type II gelijkgesteld aan 0,05 i.p.v. standaard 0,5. Het gebruik van orgaanvlees bedraagt immers slechts een fractie van het totaalverbruik van vlees. Omdat orgaanvlees echter sterk concentreert, werd de fractie via vlees bij type II weer gelijkgesteld aan 0,5 en werd gebruik gemaakt

van absorptiefactoren uit de literatuur. Op deze wijze bekomt men een iets hogere blootstelling via vlees dan met de aanvankelijke aannames voor de berekening van de bodemsaneringsnormen.

- ^(d): De gemiddelde absorptie van anorganisch Cr bedraagt 5% op basis van gegevens van mens en dier. De absorptie van hexavalent Cr is groter dan deze van trivalent Cr (Baars et al., 2001; Slooff et al., 1990; WHO, 1993). Voor de overdracht van Cr(III) naar vlees is gerekend met een f_{acing} van 0,03 op basis van bovenstaande gegevens en de absorptie van chroomchloride door herkauwers: 0,76% (Anke et al., 1971); de f_{exc} van Cr(III) bedraagt 0,09. De berekeningen voor Cr(VI) zijn uitgevoerd met een f_{acing} van 0,05 en een f_{exc} van 0,09. De overdracht naar melk is zowel voor Cr(III) als Cr(VI) geschat a.h.v. een BTF_{melk} ($2 \cdot 10^{-4}$ d/l).
- ^(e): Fytotoxiciteit treedt op bij 5-30 mg/kg ds (Kabata-Pendias en Pendias, 1992). Op basis van een gemiddeld droge stofgehalte van 0,09 voor de verschillende consumptiegewassen in het voedselpakket bekomt men grenswaarden voor fytotoxiciteit op vers gewicht van 0,45-2,7 mg/kg vg. Kabata-Pendias en Pendias vermelden op basis van een studie van Macnicol en Beckett (1985) ook dat chroomgehalten tot 2 mg/kg ds tolereerbaar zijn voor landbouwgewassen. Een oogstverlies van 10% is te relateren aan <1-18 mg chroom/kg ds in de plant (Macnicol en Beckett, 1985). Op basis van een studie van Kloke et al. (1984) wordt door Kabata-Pendias en Pendias (1992) 1-2 mg/kg ds (plant) als grens gesteld voor effecten op de plantengroei bij gevoelige soorten.

Bij de vorige normering is rekening gehouden met volgende factoren:

toxische effecten in de plant:	5-30 mg/kg ds (plant);
BCF: 0,02	250-1.500 mg/kg ds (bodem).

De bodemsaneringsnorm van bestemmingstype V is bij de vorige normering begrensd op basis van volgende bijstelling: concentratie Cr(III) in de plant $\leq$ 1.500 mg/kg.

- ^(f): Buchet et al. (1983) vermeldt een gemiddelde inname van 0,37 mg/d en een geometrisch gemiddelde van 0,2 mg/d op basis van een 'duplicaat maaltijd'-studie. De mediaanwaarde uit een 'duplicaat maaltijd'-studie van CCRX (1993) bedraagt 0,2 mg/d. Er is gerekend met $3 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d. De achtergrondblootstelling via inhalatie is verwaarloosbaar geacht t.o.v. de achtergrondblootstelling via de voeding.
- ^(g): De additionele consumptie van groenten, vlees en melk in het standaardscenario van Vlier-Humaan voor bestemmingstype II (bovenop de gemiddelde achtergrondblootstelling) maakt de blootstellingsberekeningen mogelijk te conservatief. Een analoge redenering geldt voor de blootstellingsberekeningen voor bestemmingstype III. Hier wordt bovenop de orale achtergrondblootstelling (afgeleid uit literatuurgegevens zoals hierboven) nog een additionele hoeveelheid (gecontamineerde) groenten bijgeteld. Zonder het standaardformulier te veranderen kan een mogelijke correctie uitgevoerd worden d.m.v. een aangepaste (i.e. gereduceerde) achtergrondblootstelling.

Uitgaande van een orale achtergrondblootstelling van 35,9 $\mu\text{g}/\text{d}$ (corresponderend meteen dagelijkse opname van $5,1 \cdot 10^{-1}$ $\mu\text{g}/\text{kg.d}$) en rekening

houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgekweekte groenten, vlees en melk wordt de achtergrondblootstelling voor Cr(III) in bestemmingstype II teruggebracht op $4,1 \times 10^{-4}$ mg/kg.d^{*}. Voor bestemmingstype III wordt de achtergrondblootstelling op $5,0 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d[†] gebracht, rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgeteelde groenten.

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

Inhalatoire achtergrondblootstelling

Gebaseerd op VMM data (VMM, 2004) en in de veronderstelling dat 25 %[‡] van totaal Cr voorkomt onder de vorm Cr (VI) (zie Falerios et al., 1992) kunnen schattingen van de inhalatoire achtergrondblootstelling aan Cr(III) en Cr(VI) in de Vlaamse buitenlucht gemaakt worden. In de berekeningen van de BSN voor Cr (III) en Cr(VI) werd gebruik gemaakt van respectievelijk $1,11 \cdot 10^{-3}$ g/kg.d en $0,37 \cdot 10^{-3}$ g/kg.d.

- ^(h) Er werden verschillende berekeningen uitgevoerd voor Cr(III) en Cr(VI). Cr(III) werd beschouwd als niet-carcinogeen. Voor Cr(VI) werden twee afzonderlijke berekeningswijzen doorgerekend: Cr(VI) als niet-carcinogeen via orale weg; en Cr(VI) als carcinogeen via inhalatoire weg. In de eerste berekeningswijze werd enkel de orale blootstelling in rekening gebracht. In de tweede berekeningswijze werd de inhalatoire achtergrondblootstelling niet in rekening gebracht. In beide gevallen werd de Rloraal en de Rlinhalatoir afzonderlijk getoetst, m.a.w. de randvoorwaarde voor het berekenen van de BSN's was ofwel de Rloraal ≤ 1 ofwel de Rlinhalatoir ≤ 1 . Voor het bepalen van de finale BSN voor Cr(VI) werd Cr(VI) als inhalatoir carcinogeen beschouwd.

^{*} Als volgt berekend: [totale dagelijkse Cr-inname - 50%(groenten en fruit) - 50%(vlees en vleesproducten) - 100%(zuivel)]/70.

[†] Als volgt berekend: [totale dagelijkse Cr-inname - 25%(groenten en fruit)]/70.

[‡] Conservatieve schatting uit de waarden opgegeven door Sloof et al. (1990) (maximu waarde uit opgegeven bereik), Falerios et al. (1992) en Bell and Hipfner (1997).

Tabel 5A: Invoerparameters Vlier-Excel voor berekening BSN type II

(Bron: ECETOC, 1992).

Gewas	Gewasopbrengst Y_v [kg/m²]	Gewasperiode t_e [d]	Fractie bladgewas in tuinopbrengst $f_{l/r}$ [-]
Standaard	0,28	180	0,4
Gras	0,2	30	1
Graan	0,3	180	1
Sla	0,440	60	1
Bladgroenten	0,38	100	1
Niet- bladgroenten	0,114	180	0