

Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor nikkel

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER



Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor nikkel

Documentbeschrijving



1. *Titel publicatie*

Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor nikkel

2. *Verantwoordelijke uitgever*

Danny Wille, OVAM, Stationsstraat 110, 2800 Mechelen

3. *Aantal blz.*

71

4. *Wettelijk depot nummer*

5. *Aantal tabellen en figuren*

15 tabellen

6. *Publicatiereeks*

Achtergronddocument bodembeheer

7. *Datum publicatie*

Februari 2010

8. *Trefwoorden*

bodemverontreiniging, risico-evaluatie, bodemsaneringsnormen, nikkel

9. *Samenvatting*

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

10. *Begeleidingsgroep en/of auteur*

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

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

Griet Van Gestel, Jiska Verhulst

12. *Andere titels over dit onderwerp*

Voorstel herziening bodemsaneringsnormen voor arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood, 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 nikkel.....	14
2.1 Natuurlijke bronnen.....	14
2.2 Antropogene bronnen.....	14
2.2.1 Productie.....	14
2.2.2 Gebruik.....	15
2.2.3 Emissie.....	15
3 Fysico-chemische eigenschappen van nikkel.....	17
4 Voorkomen in het milieu en humane blootstelling.....	19
4.1 Lucht.....	19
4.1.1 Buitenlucht.....	19
4.1.2 Binnenlucht.....	20
4.2 Bodem.....	20
4.3 Water.....	22
4.3.1 Grond- en oppervlaktewater.....	22
4.3.2 Drinkwater.....	22
4.4 Planten.....	23
4.4.1 Opname vanuit de bodem en fytotoxiciteit.....	23
4.4.2 BCF waarden gebruikt voor het afleiden van de BSN's.....	24
4.5 Voeding.....	26
4.6 Humane achtergrondblootstelling.....	27
4.6.1 Orale achtergrondblootstelling.....	27
4.6.2 Gecorrigeerde orale achtergrondblootstelling.....	30
4.6.3 Inhalatoire achtergrondblootstelling.....	31
4.6.4 Totale humane achtergrondblootstelling.....	32
5 Gedrag in de bodem.....	33
5.1 Speciatie.....	33
5.2 Sorptie en mobiliteit.....	33
6 Ecotoxicologie.....	35
7 Toxicologie.....	36
7.1 Essentialiteit.....	36
7.2 Toxicokinetiek.....	36

7.2.1	Absorptie.....	36
7.2.2	Distributie.....	37
7.2.3	Metabolisatie.....	37
7.2.4	Eliminatie.....	37
7.3	Effecten op proefdieren en in vitro.....	37
7.3.1	Acute toxiciteit.....	37
7.3.2	Korte termijn blootstelling.....	38
7.3.3	Lange termijn blootstelling.....	38
7.3.4	Reproductieve toxiciteit, embryotoxiciteit en teratogeniteit.....	39
7.3.5	Mutageniteit.....	39
7.3.6	Carcinogeniteit.....	39
7.4	Effecten op mensen.....	40
7.4.1	Acute toxiciteit.....	40
7.4.2	Reproductieve toxiciteit, embryotoxiciteit en teratogeniteit.....	40
7.4.3	Genotoxiciteit.....	40
7.4.4	Carcinogeniteit.....	40
7.4.5	Immunotoxiciteit.....	41
7.4.6	Toxicologische grenswaarden.....	41
8	Geur- en smaakdrempels.....	47
9	Berekening van de normen voor bodem en grondwater	48
9.1	Bodem.....	48
9.1.1	Achtergrondwaarden.....	48
9.1.2	Bodemsaneringsnormen.....	48
9.2	Grondwater.....	52
9.2.1	Achtergrondwaarde.....	52
9.2.2	Bodemsaneringsnorm.....	52
9.2.3	Vergelijking tussen de huidige bodemsaneringsnormen, dit voorstel en het voorstel voor ecologische bodemsaneringsnormen	53
	Referenties.....	56
	Bijlage 5: Invoergegevens Nikkel.....	66

Samenvatting

Voorliggend rapport werkt een voorstel uit tot herziening van de bodemsaneringsnormen (BSN's) voor nikkel. 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 nikkel 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.

Nikkel is carcinogeen bij inhalatoire blootstelling. Er is onvoldoende informatie over de carcinogeniteit van Ni via orale weg. Toch werd nikkel doorgerekend als (zowel inhalatoir als oraal) niet-carcinogeen. De reden hiervoor is dat de TCL van 20 ng/m^3 (streefwaarde gehanteerd door de EU voor niet-carcinogenen effecten) lager is dan de concentratie overeenstemmend met een extra kankerrisico van $1/10^5$ nl. 25 ng/m^3 (zowel gehanteerd door WHO als EU) en dus eveneens bescherming biedt voor carcinogene effecten. 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.

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

Ni		Referentie
TDI oraal	2.10^{-2} mg/kg.dag	US-EPA, 1998
TDI inhalatoir	$5,71.10^{-6}$ mg/kg.dag	EC, 2004
TCL	$2,0.10^{-8}$ g/m ³	EC, 2004
Inhalatoire achtergrondblootstelling	$1,77.10^{-6}$ mg/kg.dag	VMM, 2004
Achtergrondblootstelling voeding	$1,6.10^{-3}$ mg/kg.d (type II) $1,8.10^{-3}$ mg/kg.d (type III) $1,9.10^{-3}$ mg/kg.d (type IV en V)	MAFF, 1999

De BSN's voor agrarische gebieden (type II) en woonzones (type III) zijn respectievelijk 93 en 95 mg/kg ds. De BSN's voor recreatiegebieden en industriegebieden zijn gebaseerd op de scenario's voor respectievelijk verblijfsrecreatie en lichte industrie. Beide normen worden bijgesteld op basis van een overschrijding van de concentratie in de binnenlucht. Desgewenst kan worden bijgesteld op basis van fytotoxiciteit. De BSN voor bestemmingstypes IV en V bijgesteld op basis van fytotoxiciteit bedraagt 297 mg/kg ds.

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 v	BSN V I
Herziene BSN's	93	95	530 (bil) (890) (297 f)	292 (bil) (1176) (297 f)
Ecotoxicologische BSN	105 §	105 §§	105 §§	226 §§§
Huidige BSN	100	470	550	700

BSN x: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype x; v: scenario verblijfsrecreatie (IV); I: scenario lichte industrie (V); f: BSN's indien zou worden bijgesteld op basis van fytotoxiciteit; bil: bijgesteld op basis van een overschrijding van de kritisch binnenluchtconcentratie; tussen haakjes wordt de niet-bijgestelde norm vermeld;

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

Gelet op de huidige stand van de analytische technieken wordt voorgesteld om de WHO/EU-drinkwateradvieswaarde als bodemsaneringsnorm voor het grondwater te nemen, nl. 20 µg/l in plaats van de huidige waarde van 40 µg/l.

De berekening van de normen in Tabel 2 gebeurde op basis van een wetenschappelijk onderbouwde methodiek en de meest recente gegevens voor nikkel. 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.
ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Hygienists.
(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.
ARAB	Algemeen Reglement voor de Arbeidsbescherming.
Art.	Artikel.
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	Verzamelnamen 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.
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).
CSF	Cancer slope factor.
CSTEE	Scientific Committee for Toxicity, Ecotoxicity and the Environment.
DAR	Dermale absorptiesnelheid [1/h].
DEFRA-EA	Department for Environment, Food and Rural Affairs, the Environment Agency (VK).
dl	Detectielimiet.
D _{pe}	Permeatiecoëfficiënt doorheen polyethyleenleidingen [m ² /d].
D _{pvc}	Permeatiecoëfficiënt doorheen pvc-leidingen [m ² /d].
EC	European Commission.
EC _x	Effectieve concentratie voor een bepaald effect waarbij x% van de populatie wordt getroffen.
ED	Effective dose.

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.
f_{excr}	Excretiefactor bij vee [-].
GW	Grenswaarde
HC ₅₀	Concentratie waarbij 50% van de soorten en processen in een ecosysteem volledig beschermd is.
HESP	Human exposure tot soil pollutants.
HSDB	Hazardous Substance Data Bank.
IARC	International Agency for Research on Cancer.
i.p.	Intraperitoneaal (binnen het buikvlies).
IPCS	International Program on Chemical Safety.
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 ₁₀	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 .
LMS	Linearized multistage model.
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.
LTi	Lowest threshold intake; de behoefte die overeenkomt met de gemiddelde behoefte min 2x de standaardafwijking; indien de opname kleiner is dan de LTI zal waarschijnlijk heel de populatie effecten ondervinden op het metabolisme.
lw	Lichaamsgewicht.
MAFF	Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (VK).
MF	Modifying factor.
MLTD	Middelrange termijn doelstelling.
MPR	Maximum permissible risk level.
MRL	Minimal Risk Level.
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.
Q	Dagelijkse waterinname [l/d].
RAIS	Risk assessment information system.
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).
TCB	Technische Commissie Bodembescherming.
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].
UBA	Umweltbundesamt (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 (zoals gewijzigd).
Vlarem II	Besluit van de Vlaamse Regering van 01/06/1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne (zoals 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 nikkel 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 voeder gewassen.

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 voedselpakket¹ 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.

¹ 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 nikkel 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 nikkel

2.1 Natuurlijke bronnen

Nikkel (Ni) is het 24^{ste} meest voorkomende element in de aardkorst (ATSDR, 1997; IPCS, 1991). De concentratie bedraagt 0,008% (HSDB, 2002; Mason, 1952). Nikkel wordt gevonden gebonden met ijzer in meteorieten (met gemiddelde concentraties van 5-50%) en in nikkelhoudende nodules op de zeebodem. (ATSDR, 1997; IPCS, 1991). De meest algemene vormen van Ni in de atmosfeer zijn nikkelsulfaat, nikkeloxide complex en Ni-Fe oxide complex (EC, 2001). Daarenboven worden kleine hoeveelheden nikkel teruggevonden in steenkool (HSDB, 2002).

Nikkelertsen bestaan onder twee vormen: met zwavel of met zuurstof (ATSDR, 1997; EC, 2001). Het meest commerciële zwavelhoudende nikkelerts is pentlandiet $(\text{Ni}_3\text{FeS}_4)$. Daarnaast komt nikkel ook voor in chalcopyriet (CuFeS_2) en pyrrhotiet (Fe_7S_8) . Deze ertsen bevatten meestal 1-3% nikkel. De lateritische nikkelertsen worden gevormd door verwerking van nikkelhoudende gesteenten in de vochtige tropen of subtropen. Een type van lateriet is nikkelhoudend limoniet $[(\text{Fe},\text{Ni})\text{O}(\text{OH})(x\text{H}_2\text{O})]$, een ander commercieel belangrijk type van lateriet is garnieriet $[(\text{NiFeMg})_6\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8]$. Ook deze ertsen bevatten gemiddeld 1-3% nikkel (Duke 1980; EC, 2001; HSDB, 2002).

Natuurlijke bronnen van Ni, die ongeveer 15% van de totale Ni-emissies uitmaken, zijn opwaaiend stof, vulkaaneruptions, vegetatie, bosbranden, zeezout en stof van meteorieten (HSDB, 2002; Lewis en Caldwell, 1999).

2.2 Antropogene bronnen

2.2.1 Productie

Zwavelertsen worden verwerkt door een aantal pyrometallurgische processen: roosten, uitsmelten en omzetten. Tijdens deze processen worden zwavel en ijzer verwijderd om te komen tot een zwavelarme koper-nikkel matte¹. Na de fysische scheiding van koper- en nikkelsulfiden, wordt het nikkel elektrochemisch of via het carbonylproces gezuiverd. De behandeling van de matte is afhankelijk van het eindgebruik van het nikkel (ATSDR, 1997; HSDB, 2002; IPCS, 1991).

Laterietertsen worden verwerkt d.m.v. de pyrometallurgische of de hydrometallurgische methode. In de pyrometallurgische methode wordt meestal zwavel, in de vorm van gips of als pure zwavel, toegevoegd aan het oxide gedurende het uitsmelten. Hieruit bekomt men dan een ijzer-nikkel matte. Als tijdens het uitsmelten geen zwavel wordt toegevoegd, bekomt men een ijzer-nikkellegering, die bestaat uit 50% Ni en direct gebruikt kan worden in de staalproductie. De hydrometallurgische methode gebruikt ammoniak of zwavelzuur om het erts uit te logen waardoor het nikkel selectief wordt neergeslaan (ATSDR, 1997; HSDB, 2002; IPCS, 1991).

¹ 'Matte' is een door uitsmelting verkregen mengsel van sulfiden.

Een derde methode om nikkel te produceren is het 'mond' proces. In dit proces reageert het nikkelerts met koolstofmonoxide tot nikkelcarbonylgas. Door verhitting wordt dit gas ontbonden zodat pure en fijne nikkel bekomen wordt (HSDB, 2002). Naast de primaire productie van nikkel uit ertsen wordt een groot deel van het nikkel gerecycleerd uit afval (IPCS, 1991). De productie van Ni werd in 1993 geschat op 809295 ton (ATSDR, 1997).

De non-ferro industrie omvat de eigenlijke productie van zware metalen en is één van de belangrijkste emissiebronnen. De productie van Ni in Vlaanderen door de non-ferrobedrijven bedroeg in 1996 2.078 ton (Nouwen en Van Hooste, 2001).

2.2.2 Gebruik

Nikkel wordt vooral gebruikt in legeringen omwille van volgende eigenschappen: corrosieresistentie, warmteresistentie, hardheid en sterkte. De legeringen worden ingedeeld in categorieën afhankelijk van het metaal waarmee ze gebonden worden en de hoeveelheid Ni (ATSDR, 1997).

CuNi-legeringen (of nog: Monel-metaal) worden gebruikt in industriële loodgieterijen, zeebenodigdheden, petrochemische installaties, warmtewisselaars etcetera. NiCr-legeringen worden gebruikt voor warmte-elementen (ATSDR, 1997; IPCS, 1991). NiFeCr-legeringen zorgen voor sterkte en corrosieresistentie over een groot temperatuursbereik. Grote hoeveelheden nikkel worden gebonden met ijzer voor het maken van staallegeringen, roestvast staal en gietijzer. Roestvast staal bevat gemiddeld 8-10% Ni. Nikkel wordt ook gebruikt omwille van zijn magnetische eigenschappen: de meeste permanente magneten zijn een legering van ijzer en nikkel (ATSDR, 1997). Andere toepassingen zijn ook nog het gebruik in batterijen, brandstofcellen, als katalysatoren en dergelijke meer (HSDB, 2002).

2.2.3 Emissie

Het grootste aandeel van de Ni-emissies is afkomstig van antropogene bronnen. Deze emissies zijn hoofdzakelijk afkomstig van verbranding van brandstoffen (olie en steenkool), nikkelmijnbouw en zuivering, verbranding en staalproductie (HSDB, 2002).

In Vlaanderen zijn de emissies van Ni in de periode 1995-2000 30% gedaald. In 2000 bedroeg de emissie in Vlaanderen ongeveer 16 ton/jaar (VMM, 2001b). De korte termijn doelstelling (KTD) van de Derde Noordzeeconferentie¹ zal vermoedelijk gehaald worden. Een studie van het reductiepotentieel van de raffinaderijen, die begin 2002 afgerond werd, moest uitwijzen of de lange termijn doelstelling (LTD) en middellange termijn doelstelling (MLTD) haalbaar zijn. De industrie is verantwoordelijk voor 52% van de emissies naar de lucht. Energie draagt zo'n 57% bij tot de emissies en verkeer en vervoer 1% (VMM, 2001a).

De totale emissies naar oppervlaktewater vertonen eveneens een dalende trend. In 2000 werd er een reductie van 74% vastgesteld t.o.v. het niveau van 1985, zodat de KTD alleszins bereikt is. De emissies hier bedragen nog iets meer dan 10 ton/jaar (VMM, 2001b). Mits enige inspanning kan ook de middellange termijn doelstelling bereikt worden (MLTD: minimaal 75% t.o.v. 1985). De lozing

¹ 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, 2001b)

van Ni naar het oppervlaktewater is voor 50% afkomstig van diffuse bronnen, zoals: het afspoelen van atmosferische depositie van de wegen, landbouw, atmosferische corrosie van bouwmaterialen zoals dakgoten (VMM, 2001a).

3 Fysico-chemische eigenschappen van nikkel

Nikkel is een zilverwit gekleurd metaal dat behoort tot de groepVIIIb van de periodieke tabel. Nikkel is relatief beter bestand tegen oxidatie dan ijzer en cobalt, met een standaard potentiaal van 0,236 V relatief ten opzichte van een waterstofelectrode. Verschillende honderden nikkelverbindingen bestaan en werden gekarakteriseerd. Nikkel heeft een specifieke dichtheid van 8,90 g/cm³, een smeltpunt van 1.555 °C en een kookpunt van 2.837 °C. Het is onoplosbaar in water, oplosbaar in verdund salpeterzuur en koningswater en beperkt oplosbaar in waterstofchloride en zwavelzuur. Nikkel komt gewoonlijk in de divalente oxidatietoestand voor maar vormt eveneens relatief stabiele tri- en tetravalente ionen. Verschillende binaire nikkelverbindingen zijn commercieel interessant en significant voor milieuverontreiniging.

Nikkel vormt complexen (chelaten) welke onoplosbaar zijn in water, maar oplosbaar in organische solventen. Deze complexen zijn dikwijls erg stabiel en belangrijk voor sporenanalyse (nikkeldimethylglyoxime voor de scheiding van nikkel en cobalt welke vergelijkbare chemische en analytische eigenschappen hebben, Raney nikkel absorbeert tot 17 keer zijn volume in waterstof en wordt gebruikt als katalysator).

In Tabel 3 wordt een overzicht gegeven van de voornaamste identificatiegegevens en fysico-chemische eigenschappen van nikkel en enkele nikkelverbindingen. Voor meer gegevens over andere vormen van nikkel wordt verwezen naar o.a. WHO (1991) en Cotton en Wilkinson (1989).

Tabel 3: Fysicochemische eigenschappen van nikkel en sommige van zijn componenten.

Naam	Chemische formule	Molmassa [g/mol]	Oplosbaarheid
Nikkel	Ni	58,70	onoplosbaar
Nikkelacetaat	Ni(CH ₃ CO ₂) ₂	176,80	Wateroplosbaar, oplosbaar in alcohol
Nikkelarsenaat	Ni ₃ (AsO ₄) ₂	453,97	Onoplosbaar, oplosbaar in zuren
Nikkelbromide	NiBr ₂	218,53	Wateroplosbaar, oplosbaar in alcohol
Nikkelcarbonaat	NiCO ₃	118,70	Onoplosbaar, oplosbaar in zuren
Nikkelcarbonyl	Ni(CO) ₄	170,73	Onoplosbaar oplosbaar in organische solventen
Nikkelchloride	NiCl ₂	129,61	Wateroplosbaar
Nikkelchloridehexahydraat	NiCl ₂ .6H ₂ O	237,70	Wateroplosbaar, oplosbaar in alcohol
Nikkelfluoride	NiF ₂	96,69	Beperkt oplosbaar
Nikkelhydroxide	Ni(OH) ₂	92,72	Onoplosbaar, oplosbaar in zuren en ammoniak
Nikkelhydroxycarbonaat-tetrahydraat	2NiCO ₃ .3Ni(OH) ₂ .4H ₂ O	587,67	Onoplosbaar, oplosbaar in zuren
Nikkelnitraat	Ni(NO ₃) ₂	182,72	Wateroplosbaar, oplosbaar in alcohol
Nikkeloxyde	NiO	74,69	Onoplosbaar, oplosbaar in zuren
Nikkelfosfaat	Ni ₃ (PO ₄) ₃	366,07	Onoplosbaar, oplosbaar in zuren
Nikkelsulfaat	NiSO ₄	154,77	Wateroplosbaar
β-Nikkelsulfide	NiS	90,77	Onoplosbaar
Nikkelsubsulfide	Ni ₃ S ₂	240,26	Onoplosbaar, oplosbaar in salpeterzuur

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.

Voor de keuze van de verdelingscoëfficiënt K_d wordt verwezen naar het rapport van Smolders et al. (2000). Voor de omrekening van de K_d in functie van de bodemkenmerken is volgende formule gedefinieerd (de Groot et al., 1998; Janssen et al., 1996):

$$\log K_d = 1,31 + (0,25 \times \text{pH}) \qquad R^2 = 0,71 \qquad (1)$$

met:

pH: zuurtegraad [-], bepaald m.b.v. CaCl_2 (0,01 M).

Voor een standaardbodem (pH = 6) wordt een K_d berekend van 646 l/kg.

4 Voorkomen in het milieu en humane blootstelling

4.1 Lucht

4.1.1 Buitenlucht

Ten gevolge van het groot aantal bronnen welke nikkel vrijstellen in de atmosfeer en hun ongelijke verdeling over de atmosfeer kunnen de concentraties in de omgevingslucht verschillende grootte-orde verschillen.

In stedelijke en landelijke gebieden worden in de omgevingslucht doorgaans concentraties van 5-35 ng/m³ aangetroffen. Volgens een recent rapport van de WHO zijn gehalten van 1-10 ng/m³ normaal voor stedelijke gebieden terwijl in sterk geïndustrialiseerde gebieden concentraties van 110-180 ng/m³ kunnen aangetroffen worden (WHO, 2000). Hogere concentraties worden doorgaans aangetroffen in sterk geïndustrialiseerde gebieden en grote steden.

Nikkelconcentraties werden in 4 Amerikaanse steden gedurende 1 jaar opgevolgd en varieerden van 18-42 ng/m³. In de nabijheid van een zinksmelterij werden concentraties van 124 ng/m³ gemeten. Atmosferische concentraties in Spitsbergen werden gedurende twee maanden opgevolgd en varieerden van 1-2 ng/m³. In het Canadese poolgebied bedroeg de jaargemiddelde nikkelconcentratie 0,38 ng/m³. Het wintergemiddelde bedroeg 0,62 ng/m³ wijzend op een seizoenseffect (EC, 2001; WHO, 1991). Nikkelconcentraties in stedelijke lucht in het Verenigd Koninkrijk zijn typisch 10-15 ng/m³. De concentraties in landelijke gebieden bedragen ongeveer de helft (DEFFRA, 2002).

Tabel 4: Jaargemiddelde Ni-concentratie in PM₁₀ in het kalenderjaar 2003 in Vlaanderen (Bron: VMM, 2004).

Code	Plaats	Jaargem. Ni-conc. [ng/m ³]*	activiteit	Achtergrond- blootstelling ng/kg d ^s
00BE01	Beerse	12	Metallo Chimique- Koramic	3,43
00BE02	Beerse	6	Metallo Chimique- Koramic	1,71
00GK02	Genk	86	Ford Genk	24,57
00GN05	Gent	5	stad -verkeer	1,43
00HB01	Hoboken	10	non-ferro industrie	2,86
00HB17	Hoboken	11	non-ferro industrie	3,14
00HB18	Hoboken	10	non-ferro industrie	2,86
00HB19	Hoboken	9	non-ferro industrie	2,57
00HB20	Hoboken	6	non-ferro industrie	1,71
00HB23	Hoboken	16	non-ferro industrie	4,57
00HB24	Hoboken	7	non-ferro industrie	2,00
00KN02	Heist	7	achtergrondgebied	2,00
00OL01	Olen	9	metalurgie	2,57
00OP02	Overpelt	6	natuurgebied	1,71
00R750	Zelzate	7	Sidmar	2,00
00R801	Antwerpen	7	stad -verkeer	2,00
00WZ01	Lommel	6	Umicore-woonwijk	1,71

* vetgedrukte waarden werden gebruikt voor het berekenen van een representatief gemiddelde Vlaamse achtergrondwaarde; \$: voor een standaardpersoon van 70 kg en een ademvolume van 20 m³/d

Actuele waarden voor nikkel in de omgevingslucht worden gegeven in Tabel 4 voor een aantal meetstations in Vlaanderen. Het betreft jaargemiddelde Ni-concentraties in zwevend stof voor het referentiejaar 2003.

De industriële verontreiniging situeert zich o.a. in de omgeving van non-ferro bedrijven en staalbedrijven. Zo worden verhoogde Ni-concentraties gemeten in de omgeving van Hoboken en Genk. In deze regio's bevinden zich de meetstations met codes OHOBxx en OGNK02 (in Genk is de hoogste jaargemiddelde nikkelconcentratie gemeten, gevolgd door Antwerpen Hoboken). In landelijke gebieden (Knokke-Heist) worden concentraties van 7 ng/m³ aangetroffen. De concentraties in stedelijke gebieden (Antwerpen, Gent) bedragen gemiddeld 6 ng/m³. In industriële gebieden worden in de nabijheid van non-ferro bedrijven (Hoboken, Olen, Beerse) gemiddelde concentraties van 9,6 ng/m³ aangetroffen. In andere industriële gebieden (ferro-industrie: Zelzate, Genk) bedraagt de luchtconcentratie 46,5 ng/m³. Deze waarde wordt sterk beïnvloed door de waarde van Genk. De data met betrekking tot de ferro en non-ferro industrie worden niet meegenomen in de berekening van een representatief gemiddelde voor Vlaanderen met uitzondering van het meetresultaat uit Lommel omdat het om een woonwijk gaat. Het gemiddelde voor Vlaanderen wordt aldus op 6,2 ng/m³ vastgelegd. De corresponderende achtergrondblootstelling wordt op basis hiervan bepaald (zie § 5.6.3.).

4.1.2 Binnenlucht

Nikkel kan in de binnenlucht terecht komen via ventilatie met buitenlucht, dat opwaaïend bodemstof bevat. Gemeten concentraties van nikkel in de binnenlucht werden niet teruggevonden in de literatuur. Men gaat ervan uit dat binnen- en buitenluchtconcentraties identiek zijn (EC, 2001). Op een site die gecontamineerd is met nikkel kan via het opwaaïen van verontreinigd bodemstof de binnenluchtconcentratie verhoogd worden, maar dit kan ook door het binnendragen van verontreinigde bodem via bijvoorbeeld schoeisel.

4.2 Bodem

Nikkel kan in de bodem onder verschillende vormen voorkomen:

- als anorganische kristallijne mineralen of precipitaten (in de roosterstructuur van aluminiumsilikaten);
- gecomplexeerd of geadsorbeerd aan organische kationoppervlakken (organisch materiaal) of aan anorganische kationoppervlakken (kleimineralen);
- wateroplosbaar, als vrij ion of als complex van nikkel met chelaten in bodemoplossing.

De nikkelconcentraties variëren afhankelijk van het gesteente. Zo bedraagt de concentratie in sommige rotssoorten 1.400-2.000 mg/kg ds. Deze concentraties nemen af met toenemende zuurheid van dergelijke rotssoorten. In graniet wordt 5-15 mg/kg ds aangetroffen. Sedimentaire rotsen bevatten 5-90 mg/kg ds Ni. De laagste concentraties worden aangetroffen in zandstenen, terwijl de hoogste concentraties worden vastgesteld bij kleihoudende rotsen. Nikkel wordt doorgaans

gevonden in combinatie met ijzer. Nikkel heeft eveneens een grote affiniteit voor zwavel waardoor het dikwijls voorkomt in segregaten van zwavel. In bodemrotsen wordt nikkel hoofdzakelijk aangetroffen in sulfiden en arseniden. Nikkel komt ook veelvuldig voor in gesteenten waarin de positieve ionen gedomineerd worden door ijzer en/of magnesium en vervangt hierin ijzer ('ferromagnesian'). Nikkel komt eveneens voor in geassocieerde vorm, nl. met carbonaten, fosfaten en silicaten.

De nikkelstatus van een bodem is sterk afhankelijk van het nikkelgehalte van het moedergesteente. De nikkelconcentratie in de toplaag reflecteert eveneens het bodemvormend proces en de verontreinigingstoestand.

Bodems over gans de wereld bevatten nikkel in een concentratiegebied van 0,2-450 mg/kg ds. De hoogste concentraties worden aangetroffen in kleiige en lemige bodems (Rendzinas, Cambisols, Kastanozems). Verhoogde concentraties van nikkel in de bodem worden aangetroffen in basische en vulkanische bodems en bodems rijk aan organisch materiaal. In het bijzonder humusachtige serpentijn bodems zijn gekend voor hun hoog nikkelgehalte in de vorm van goed oplosbare organische complexen. Ook bodems in droge en halfdroge gebieden hebben dikwijls een hoog nikkelgehalte. Wereldwijd bedraagt het gemiddelde nikkelgehalte van bodems 22 mg/kg ds.

Nikkel is een belangrijke bodempolluent afkomstig van emissies van metaal gerelateerde processen en toenemende verbranding van steenkool en olie. Andere belangrijke bronnen van nikkel in de bodem zijn (riool)slib en fosfaatmeststoffen. Nikkel in rioolslib is hoofdzakelijk aanwezig in gecomplexeerde vorm waardoor het goed beschikbaar is voor planten. Dit kan resulteren in sterke fytotoxiciteit. Toevoeging van gebluste kalk, fosfaat of organisch materiaal verminderen de biobeschikbaarheid voor planten.

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-mv) uit geheel 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 (> 2x standaardafwijking) werd het bodemstaal geweerd. Wanneer er voor verschillende elementen aanrijking was aangetoond voor een bepaalde locatie werd deze locatie geëlimineerd voor alle elementen. Achtergrondwaarden voor nikkel zijn terug te vinden in Tabel 5.

Tabel 5: Achtergrondwaarden [mg/kg ds] voor Ni per textuurklasse (Martens et al., 1994).

Textuur	Zand	Lemig zand	Licht zandleem	Zandleem	Leem	Klei	Zware klei
n	263	87	37	45	21	22	12
Gemiddelde	5,0	5,3	5,9	6,2	12,6	11,2	13,8
Std.	0,6	0,7	1,3	1,0	3,0	3,2	6,0
Maximum	7,2	7,4	9,6	8,2	20,0	16,1	24,5
Minimum	4,5	4,6	4,6	4,6	7,5	6,2	4,7
Mediaan	4,8	5,1	5,7	6,1	12,2	11,0	12,1

4.3 Water

4.3.1 Grond- en oppervlaktewater

Nikkel komt voor in aquatische systemen als oplosbaar zout geadsorbeerd aan kleideeltjes of organisch materiaal, of geassocieerd met organische deeltjes zoals humuszuren en proteïnen. Nikkel komt in het oppervlaktewater terecht via drie natuurlijke bronnen: als deeltjes in regenwater, door oplossing van primair vast gesteente en via uitloging uit de bodem. De bestemming van nikkel in vers water en zeewater wordt beïnvloed door verschillende factoren zoals pH, pE, ionensterkte, de concentratie van organische en anorganische liganden en de aanwezigheid van vaste oppervlakken voor adsorptie. In natuurlijke waters bij een pH van 5-9 is divalent Ni^{2+} ($\text{Ni}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$) de dominante vorm. In dit pH-bereik kan nikkel eveneens geadsorbeerd worden aan ijzer- en mangaanoxiden of complexen vormen met anorganische liganden (OH^- , SO_4^{2-} , Cl^- , NH_3). Indien de sulfaatconcentraties voldoende hoog zijn kan nikkelsulfaat de overheersende oplosbare vorm zijn. Onder anaërobe omstandigheden is sulfide de belangrijkste factor welke de oplosbaarheid van nikkel controleert. Concentraties van nikkel in oppervlaktewater zijn gewoonlijk lager dan 2 -10 µg/l.

In metingen uitgevoerd door de Pidpa studiediensten (PIDPA, 1998)) bedroeg de gemiddelde meetwaarde voor Ni in ruw oppervlaktewater 1,5 g/l (90^{ste} percentiel = 3,3 g/l).

In Vlaanderen zijn diffuse bronnen voor ruim de helft verantwoordelijk voor de lozingen van nikkel op de oppervlaktewateren. In het jaar 2000 werden op een zeventhonderdtal meetplaatsen naar nikkel bepaald. De bemonsterfrequentie bedroeg 6 tot 12 keer per jaar. Het betreft totaalconcentraties, zowel in opgeloste vorm als in deeltjesvorm. Als basismilieukwaliteitsnorm voor Ni in oppervlaktewater geldt dat het gemiddelde van de metingen (90-percentielwaarde) op een meetpunt kleiner dan of gelijk moet zijn aan 50 µg/l. Van de 732 onderzochte meetplaatsen werd in het jaar 2000 voor 3% van de meetplaatsen een overschrijding vastgesteld van de basismilieukwaliteitsnorm (VMM, 2001c).

De afleiding van natuurlijke achtergrondwaarden voor grondwater in Vlaanderen valt buiten het kader van deze herziening.

4.3.2 Drinkwater

Nikkelconcentraties in drinkwater wereldwijd bedragen normaal minder dan 20 µg/l, niettegenstaande gehalten tot enkele honderden microgrammen per liter in grond- en drinkwater gerapporteerd werden. Nikkelconcentraties in drinkwater kunnen verhoogd zijn indien de ruwe waters verontreinigd zijn door natuurlijke of industriële afzettingen (WHO, 1996a). Nikkelconcentraties in drinkwater aan de kraan bij de gebruiker afkomstig van 969 waterverdeelcentra in de Verenigde Staten in de jaren 1965-1970 werden bepaald. De gemiddelde nikkelconcentratie bedroeg 4,8 µg/l.

In Italië bedroegen de nikkelgehalten meestal minder dan 10 µg/l. In Duitsland werden gehalten van 6,8-10,9 µg/l vastgesteld. Uitloogverschijnselen van waterkranen (deklagen van nikkel-chroom) en leidingen dragen bij tot de nikkelgehalten welke reeds aanwezig zijn in het drinkwater. In Denemarken werden gehalten tot 490 µg/l vastgesteld in drinkwater dat gedurende de nacht bleef stilstaan in de leidingen welke bevestigd waren met nikkel bevattende hulpstukken (WHO,1991). De WHO maakt melding van gehalten tot 1.000 µg/l

welke gerapporteerd werden voor water dat gedurende een nacht in de leidingen verbleef (WHO, 1996a). In gebieden waar nikkel geëxploiteerd wordt, wordt 200 µg/l aangetroffen in drinkwater.

In Vlaanderen mag drinkwater (leidingwater) uiterlijk op 25/12/2003 maximaal 20 µg Ni/l bevatten. Tot en met 24/11/2003 bedraagt de parameterwaarde 50 µg/l (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 20 µg/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

4.4.1 Opname vanuit de bodem en fytotoxiciteit

Voor de keuze van een geschikte bioconcentratiefactor (BCF) wordt verwezen naar de rapportage van Ruttens (2005) en Tabel 6. Voor Ni werden geen specifieke gegevens uit Vlaanderen gevonden voor consumptiegewassen en werd beroep gedaan op internationale literatuurdata. Voor de berekeningen werd gebruik gemaakt van de gemiddelde waarde uit de studie van Ruttens (2005).

Tabel 6: Bioconcentratiefactoren Ni (gebaseerd op Ruttens, 2005).

Gewas		Individuele waarden	Aantal	Gemiddelde
<i>Directe blootstelling</i>	Aardappel	0,028	5	0,051
		0,015		
		0,05		
		0,011		
		0,15		
	Wortel	0,025	5	0,026
		0,013		
		0,049		
		0,009		
		0,032		
	Sla	0,07	5	0,081
		0,05		
		0,09		
		0,013		
		0,18		
	Kool	0,042	3	0,041
		0,031		
		0,050		
	Tomaat	0,029	3	0,025
		0,022		
		0,024		
	Ajuin	0,042	3	0,038
		0,030		
		0,042		
	Komkommer	0,065	4	0,105
		0,10		
		0,005		
		0,25		
	Boon (snap bean en dwarf bean)	0,15	3	0,14
		0,085		

		0,185		
<i>Indirecte blootstelling</i>	Grassen	0,045	9	0,098
		0,065		
		0,033		
		0,52		
		0,008		
		0,054		
		0,032		
		0,092		
		0,034		
	Maïs	0,053	1	0,053

Fytotoxiciteit treedt op bij 10-100 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 0,9-9 mg/kg vg (cfr. bijlage 8). Kabata-Pendias en Pendias vermelden op basis van een studie van Macnicol en Beckett (1985) ook dat nikkelgehalten tot 50 mg/kg ds tolereerbaar zijn voor landbouwgewassen. Dit komt overeen met 4,5 mg/kg vg. Een oogstverlies van 10% is te relateren aan 10-150 mg nikkel/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) 20-30 mg/kg ds (plant) als grens gesteld voor effecten op de plantengroei bij gevoelige soorten.

Bij de berekeningen wordt rekening gehouden met een fytotoxische grens van 0,9 mg/kg vg.

4.4.2 BCF waarden gebruikt voor het afleiden van de BSN's

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 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 7.¹

¹ Voor de berekening van de BSN's wordt eveneens rekening gehouden met het relatief aandeel van de verschillende gewassen in het voedselpakket door middel van het gebruik van consumptiecorrectiefactoren (CCF). De gevolgde werkwijze wordt weergegeven in een apart hoofdstuk toegevoegd aan het rapport Ruttens (2005).

Tabel 7 : Gemiddelde BCF waarden uit de studie van Ruttens (2005) (vet) en geschatte BCF's voor Ni voor de verschillende gewassen in het voedselpakket.

Gewassen		Gelijkstelling ¹	BCF ⁽²⁾
wortelgewassen en knolgewassen			
	aardappelen		0,051
	wortelen		0,026
	radijs	=aardappel	0,051
bladgewassen			
bolgewassen	uien		0,038
	prei	=ui	0,038
vruchtgewassen	tomaat		0,025
	komkommer		0,105
kool	bloemkool		0,041
	spruitjes	= kolen	0,041
bladgroenten	sla		0,081
	veldsla	= sla	0,081
	andijvie	= sla	0,081
	spinazie	= sla	0,081
	witlof	= sla	0,081
	selderij	= sla	0,081
peulvruchten	bonen		0,14
	erwten	= bonen	0,14

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

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 formulairum Vlier-Humaan worden beide gewogen BCF's uiteindelijk gebruikt voor de berekeningen van de BSN's.

Omdat de BCF's uit de literatuur werden afgeleid op basis van gegevens voor niet-aangerijkte gronden, vormen ze mogelijk een overschatting voor de BCF voor aangerijkte gronden. Daarom werd, in onderling overleg U. Hasselt/VITO, afgesproken de originele BCF afgeleid in Ruttens (2005) te behouden in het concentratiegebied < 4x Vlarebo achtergrondwaarde (AW = 9 mg/kg ds) voor het desbetreffende metaal en voor metaal concentraties > 4x de oorspronkelijke BCF te delen met een metaalspecifieke correctiefactor. De wijze waarop de gewogen BCF en de correctiefactoren werden bepaald, wordt beschreven in een additioneel hoofdstuk toegevoegd aan Ruttens (2005).

Concreet voor Ni betekent dit dat de gerapporteerde BCF voor wortelgewassen gecorrigeerd werden met een factor 3,14 en met een factor 1,7 voor bladgewassen.

Voedergewassen:

Voor de berekening van de concentraties in voedergewassen (indirecte blootstelling via vee) werd een BCF van 0,098 voor grassen (Ruttens, 2005) gebruikt.

4.5 Voeding

Momenteel is het onduidelijk in welke mate nikkeldeficiëntie aanleiding geeft tot welbepaalde effecten bij mensen (cfr. hoofdstuk 8: Toxicologie). Volgens MAFF (2000) is niet aangetoond dat nikkel een essentieel nutriënt is voor de mens. Wel wordt het beschouwd als een normale component van het dieet. Gemiddelde basale vereisten, normen en veilige grenswaarden voor inname van nikkel kunnen niet vastgesteld worden omwille van gebrek aan data. Extrapolatie van dierdata naar menselijke behoeften suggereren een basale nikkelvereiste van minder dan 100 µg/dag voor volwassenen (WHO, 1996b).

Nikkel wordt opgenomen via consumptie van voedingsstoffen en drank welke nikkel bevatten en via de ingestie van ingeademd materiaal dat terug in de mondholte terecht komt en ingeslikt wordt. Nikkelgehalten in Europese en Amerikaanse voedingsstoffen variëren van minder dan 0,1 mg/kg tot 0,5 mg/kg in de meeste producten. In de Verenigde Staten werd nikkel bepaald in 234 verschillende voedingswaren in een totale dieetstudie. De nikkelgehalten van 91% van de voedingsstoffen bedroegen minder dan 0,4 mg/kg en 66,2% bevatten gehalten minder dan 1 mg/kg. Slechts zeven voedingswaren bevatten gehalten hoger dan 1 mg/kg waaronder noten, groenten en chocoladeproducten. Cacaoproducten bevatten nikkelgehalten tot 9,8 mg/kg vg. Voeding in blik, graanproducten en noten bevatten nikkelgehalten tot 5,1 mg/kg vg. Nikkelgehalten in Engels vlees, fruit en groenten zijn van de orde $\leq 0,2$ mg/kg vg. Aquatische organismen zoals weekdieren en vis bevatten relatief grote hoeveelheden nikkel indien de concentratie van nikkel in het water hoog is (WHO, 1991).

In Tabel 8 is voor een aantal voedingsgroepen de gemiddelde gerapporteerde concentratie Ni weergegeven. Het bijhorende aandeel van deze voedingsgroepen in de dagelijkse consumptie wordt eveneens opgenomen in deze tabel (Ysart et al., 1999).

Voedselprocesbehandelingen en opslagmethoden dragen bij tot de verhoging van de nikkelgehalten in het voedsel door uitloging van nikkelbevattende legeringen in de procesuitrusting van roestvrij staal, malen van graan, katalytische hydrogenatie van oliën en vetten door nikkelbevattende catalysatoren. Grandjean (1984) schatte dat in uitzonderlijke gevallen ten gevolge van uitloging van kookgerei, keukenbenodigdheden en waterleiding een bijkomende blootstelling van 1 mg bovenop de dagelijkse inname van nikkel kan worden verkregen. Dit is hoger dan de blootstelling afkomstig van nikkel in voeding en drank. De dagelijkse inname kan eveneens sterk variëren ten gevolge van voedingsgewoonten (WHO, 1991).

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

Tabel 8: Gemiddelde concentraties Ni in verschillende voedselgroepen in Groot Brittannië 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	0,13	0,11
Verskillende graanproducten	0,18	0,10
Vlees	0,12	0,026
orgaanvlees	0,0016	0,001
Vleesproducten	0,08	0,044
Gevogelte	0,024	0,018
Vis	0,12	0,013
Olie en vetten	0,04	0,029
Eieren	0,017	0,016
Suikerhoudende producten	0,42	0,067
Groene groenten	0,088	0,037
Aardappelen	0,062	0,133
Andere groenten	0,078	0,073
Groenten in blik	0,31	0,035
Vers fruit	0,038	0,065
Fruitproducten	0,048	0,043
Dranken	0,025	0,863
Melk	0,005	0,284
Zuivelproducten	0,039	0,057
Noten	1,8	0,002

4.6 Humane achtergrondblootstelling

4.6.1 Orale achtergrondblootstelling

Resultaten van voedingsstudies in het Verenigd Koninkrijk en de Verenigde Staten toonden gemiddelde innames via voeding van 200-300 µg/dag. In het Verenigd Koninkrijk wordt geschat dat 100 µg Ni/dag afkomstig kan zijn van uitloging uit kookbenodigdheden terwijl de inname via de voeding varieert van 100-200 µg/dag. Myron et al. (1978) schatte de inname op 165 µg/dag uitgaande van voeding in overheidsrestaurants in de Verenigde Staten. Nielsen en Flyholm (1984) schatten de gemiddelde Deense inname op 150 µg/dag op basis van analyse van individuele voedingsstoffen. De gemiddelde nikkelinname van een normale volwassene in Westerse landen wordt geschat op 200-300 µg/dag (WHO, 1991). De analyse van duplicate voedingsmonsters uit Duitsland suggereert een gemiddelde inname van 80 µg/dag (maximaal 740 µg/dag; EU, 2001). Drinkwater kan nikkel bevatten afkomstig van de bron, van milieuverontreiniging en van de leidingen. Concentraties in niet-verontreinigd water variëren van 5-11 µg/l (WHO, 1991). Indien men aanneemt dat een volwassene gemiddeld 2 l/dag drinkt,

resulteert dit in een gemiddelde dagelijkse blootstelling via water van 10-22 µg/dag.

De gemiddelde dagelijkse inname van nikkel via voeding werd meer recent door de WHO (WHO, 1996a) geschat op 100-300 µg en waarschijnlijk minder dan 150 µg. Een dieet dat grote hoeveelheden voedingsstoffen bevat met concentraties groter dan 1 mg Ni/kg (soyabonen, chocolade, haverhout, ..) kan resulteren in een dagelijkse blootstelling van 900 µg. In dit geval is de inname via voeding veel belangrijker dan deze via drinkwater.

Recente gegevens betreffende de diëtaire blootstelling aan nikkel van de algemene bevolking in het Verenigd Koninkrijk volgens MAFF (totale dieetstudie) wijzen op dosis van 120 µg/dag (gemiddelde) voor een gemiddelde consument en 210 µg/dag (97,5^{ste} percentiel) voor een persoon met hoge Ni-blootstelling. De totale gemiddelde dagelijkse inname van nikkel door de bevolking bedraagt 130 µg/dag (60¹ kg lichaamsgewicht). Volgens het Voedselveiligheidsagentschap van het Verenigd Koninkrijk dient de gemiddelde dagelijkse inname uitgedrukt te worden voor een persoon van 70 kg, resulterend in een gemiddelde dagelijkse blootstelling via voeding van 152 µg/dag. Nikkelconcentraties in water worden in het Verenigd Koninkrijk geschat op 2-5 µg/l (DEFFRA, 2002). Aannemend dat een volwassene gemiddeld 2 l/dag drinkt resulteert dit in een gemiddelde dagelijkse blootstelling via water van 4-10 µg/dag. De totale inname van nikkel via inname van voeding en water bedraagt voor een volwassene van 70 kg 160 µg/dag hetgeen equivalent is aan 2,4 µg/kg.dag (DEFFRA, 2002).

Op basis van de gegevens van MAFF (1999) worden de aandelen groenten en fruit, vlees en vleesproducten, en melk en zuivelproducten in de totale orale achtergrondblootstelling berekend op respectievelijk 14,9%, 5,4% en 2,8%.

MAFF (2000) voerde in 2000 een duplicaat maaltijdstudie uit bij vegetariërs om de blootstelling via voeding aan metalen waaronder nikkel na te gaan. De blootstelling via de voeding werd berekend op basis van de concentraties van de elementen in de dieetmonsters en op basis van het gewicht van deze monsters. De gemiddelde diëtaire blootstelling aan nikkel bedroeg 170 µg/dag en is vergelijkbaar met de gemiddelde algemene bevolkingsblootstelling van 130 µg/dag (MAFF, 1999; zie boven) en is hetzelfde als vastgesteld op basis van een totale dieetstudie in 1994. De gemiddelde en het 97,5^{ste} percentiel bedroegen respectievelijk 120 µg/dag en 210 µg/dag.

Volgens Vermeire et al. (1991) bedraagt de dagelijkse inname aan nikkel in Nederland 4 µg/kg dag of 280 µg/dag voor een persoon van 70 kg. Deze waarde is volgens een recente revisie door Baars et al. (2001) in goede overeenstemming met de schattingen van andere rapporten. Om die reden is deze waarde gehandhaafd bij de herevaluatie van de gemiddelde Nederlandse achtergrondblootstelling.

In Tabel 9 is voor verschillende landen de geschatte blootstelling aan nikkel via het voedselpakket weergegeven. Op basis van de in bijlage 4 toegelichte criteria komen de studies welke betrekking hebben op Nederland en het Verenigd Koninkrijk in aanmerking. Studies welke betrekking hebben op Denemarken en de

¹ Er zijn geen aanwijzingen gevonden door VITO dat de premisse, dat de MAFF-studies orale blootstellingsniveaus hebben berekend voor een persoon van 60 kg lichaamsgewicht, correct is.

Verenigde Staten komen niet in aanmerking omdat ze weinig representatief zijn voor de Vlaamse bevolking. De studies van de WHO en (West-)Europa zijn te ruim maar geven een goede algemene indicatie over de gangbare blootstelling aan nikkel via de voeding. Omdat de studie van MAFF (1999) recent is en het een totaal dieet-studie betreft, geniet de in deze studie voorgestelde orale achtergrondblootstelling van 130 µg/dag de voorkeur voor de blootstellingsberekeningen. Hieruit kan een (basis) orale achtergrondblootstelling van $1,9 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d worden berekend voor een persoon van 70 kg.

Tabel 9: Geschatte blootstelling aan nikkel via het voedselpakket in verschillende landen.

Land	Opmerking	Dagelijkse inname [mg/d]	Criteria (cfr. bijlage 4)				Referentie
			regio	recen t	refer.	type	
Nederland	Dagelijkse inname	0,280	J/N	J/J	J/J	-	Vermeire et al. (1991) Baars et al. (2001)
Verenigd Koninkrijk	Vegetariërs	0,17	J/J	J/J	J/J	D	MAFF (2000)
	Gemiddelde algemene bevolking	0,13					
Verenigd Koninkrijk	Blootstelling bevolking		J/N	J/J	J/J	T	MAFF(1999)
	Gemiddelde	0,13					
		0,12					
	97,5 ^{ste} percentiel	0,21					
Verenigd Koninkrijk	Inclusief nikkel afkomstig van kookgerei	0,25-0,27	J/N	N	J/N	-	Smart en Sherlock (1987)
Verenigd Koninkrijk	Gecorrigeerd voor een lichaamsgewicht van 70kg	0,152	J/N	J/J	J/J	T	DEFRA(2002)
Denemar-ken	Maximale diëtaire inname	0,900	N	N	J/N	-	Nielsen en Flyvholm (1984)
West-Europa	Evaluatie beschikbare data	0,20-0,30	N	N	J/N	-	Clemente et al (1980)
	Min						
	Max	0,100 0,800					
Europa	Duplicate voedingsmonsters	0,080-0,740	N	J/J	J/J	-	EC (2001)
Verenigde	Volwassen	0,30-0,60	N	N	J/J	-	WHO(1991)

Staten	Amerikanen						
Verenigde Staten	Typisch dieet Verenigde Staten	0,165	N	N	J/N	-	Myron et al. (1978)
Wereld-wijd	IAEA-studie		N	J/J-N	J/J	-	WHO (1996a)
	Gemiddelde blootstelling	0,100-0,300					
	Meest waarschijnlijke blootstelling	<0,150					
	Min.						
	Max.	0,080					
	10 ^{de} percentiel	0,600					
	Mediaan	0,100					
	90 ^{ste} percentiel	0,150					
	Bereik	0,360					
		0,100-0,400					

:- type onbekend;

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

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

4.6.2 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 standaardformulier te veranderen kan een mogelijke correctie uitgevoerd worden door een aangepaste (i.e. gereduceerde) achtergrondblootstelling in te voeren. Voor bestemmingstype II en III wordt de gecorrigeerde orale achtergrondblootstelling als volgt berekend: type II: [totale dagelijkse Ni-inname - 50%(groenten en fruit¹) - 50%(vlees en vleesproducten) - 100%(zuivel)]/70 en type III: [totale dagelijkse Ni-inname - 25%(groenten en fruit)]/70. Voor het aandeel van de verschillende voedingsproducten in de dagelijks

¹ 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.

voedselbesteding werd gebruik gemaakt van de gegevens van Ysart et al. (1999) vermeld in Tabel 8¹.

Uitgaande van een orale achtergrondblootstelling voor totaal nikkel van 130 µg/d (corresponderend met een dagelijkse opname van $1,9 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d) en rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgekweekte groenten, vlees en melk wordt de achtergrondblootstelling voor bestemmingstype II teruggebracht op $1,6 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d. Voor bestemmingstype III wordt de achtergrondblootstelling op $1,8 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d gebracht, rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgeteelde groenten.

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

4.6.3 Inhalatoire achtergrondblootstelling

Een belangrijke bron van (inhalatoire) nikkelblootstelling is roken. Voor niet-rokers is de geschatte dagelijkse nikkelabsorptie voor 99% afkomstig van voedsel en water. Voor rokers is dit 75%. Tabak van sigaretten bevat 1,3-4,0 mg Ni/kg. Ongeveer 0,04-0,58 µg Ni wordt vrijgesteld via de hoofdrookstroom van een sigaret. Roken van 40 sigaretten kan resulteren in de inademing van 2-23 µg Ni/dag. De vorming van nikkelcarbonyl in de hoofdrookstroom wordt verondersteld maar kon totnogtoe niet bewezen worden (WHO, 1991).

Blootstelling aan nikkelgehalten van 1-2 mg/m³ zijn normaal voor nikkelraffinage-industrie. Meestal zijn de gehalten lager dan 0,5 mg/m³. Experimentele en epidemiologische data geven aan dat voor de risico-schatting het nikkel-species belangrijk is (WHO, 1991).

Voor de omrekening van de luchtconcentraties naar de achtergrondblootstelling wordt gebruik gemaakt van een ademvolume van 20 m³/d en een lichaamsgewicht van 70 kg. In tabel 4 in hoofdstuk 5 worden de omgerekende getallen weergegeven. Uit voorvernoemde tabel kan worden afgelezen dat de inhalatoire achtergrondblootstelling voor landelijk gebied $1,86 \cdot 10^{-6}$ mg/kg dag bedraagt. Voor stedelijke gebieden varieert dit van $1,43 \cdot 10^{-6}$ – $2,0 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.d met een gemiddelde van $1,71 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.d. In de nabijheid van non-ferro bedrijven (Hoboken Olen, Beerse) wordt de gemiddelde achtergrondblootstelling geschat op $2,74 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.d terwijl dit in de nabijheid van ferro industrie (Zelzate, Genk) $1,3 \cdot 10^{-5}$ mg/kg dag bedraagt. Aan de hand van de gedefinieerde representatief gemiddelde Vlaamse achtergrondconcentratie van Ni in de omgevingslucht (6,2 ng/m³) wordt de gemiddelde inhalatoire achtergrondblootstelling in Vlaanderen vastgelegd op 1,77 ng/kg.d.

¹ 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.

4.6.4

Aan de hand van bovenstaande gegevens kan voor Vlaanderen volgende representatieve gemiddelde totale (niet-professionele) achtergrondblootstelling voor nikkel geschat worden:

- | | | |
|---|---------------|--|
| - oraal achtergrondblootstelling: | Type II: | 1,6.10 ⁻³ mg/kg.d (MAFF, 2000); |
| | Type III: | 1,8. 10 ⁻³ mg/kg.d |
| | Type IV en V: | 1,9. 10 ⁻³ mg/kg.d |
| - inhalatoire achtergrondblootstelling: | | 1,77.10 ⁻⁶ mg/kg.d (VMM, 2004). |

Volgens recente gegevens van de EU is de gemiddelde geabsorbeerde dagelijkse dosis nikkel 400 ng/kg.d voor volwassenen en 800 ng/kg.d voor kinderen. Onder gemiddelde omstandigheden draagt de orale opname via voeding het meest bij tot de totale dosis. Nikkelopname via omgevingslucht draagt gemiddeld voor minder dan 1 % bij tot de totale geabsorbeerde nikkeldosis. Roken draagt gemiddeld 10% of minder bij tot de geabsorbeerde nikkeldosis (EC, 2001).

5 Gedrag in de bodem

5.1 Speciatie

Niettegenstaande nikkel in verschillende oxidatietoestanden kan voorkomen is de bodemchemie van nikkel gebaseerd op zijn divalente toestand. Nikkel(II) is het meest stabiel over een breed pH-gebied en is bij de redoxcondities aangetroffen in toplagen van de bodem. Onder zure en reducerende condities controleren sulfides van Ni(II) preferentieel de concentratie in de bodemoplossing. Als de pH van de bodem stijgt vormt nikkel bij voorkeur hydroxy-complexen en complexen met sulfaten, fosfaten en carbonaten voor zover de bulkchemie dit toelaat (DEFRA, 2002).

Informatie betreffende de verschillende nikkelion-species is beperkt, maar nikkel-species zoals Ni^{2+} , NiOH^+ , HNiO_2^- en $\text{Ni}(\text{OH})_3^-$ zijn te verwachten wanneer nikkel niet volledig gecomplexeerd is. De oplosbaarheid van nikkel is omgekeerd evenredig met de pH. Nikkel-sorptie aan ijzer- en mangaanoxiden is pH-afhankelijk waarschijnlijk omwille van NiOH^+ , dat preferentieel gesorbeerd is en omdat de oppervlaktelading van het sorbens beïnvloed wordt door de pH (Kabata-Pendias en Pendias, 1992).

Niettegenstaande het organisch materiaal in staat is nikkel van carbonaten en oxiden te mobiliseren en nikkelsorptie aan klei te verminderen, is de binding van nikkel met liganden niet bijzonder sterk. Complexerende liganden zoals SO_4^{2-} en organische zuren verminderen de sorptie van nikkel. (Kabata-Pendias en Pendias, 1992).

5.2 Sorptie en mobiliteit

De belangrijkste factor welke de verdeling van nikkel tussen de bodemdeeltjes en de oplossingsfase bepaalt is de pH, kleigehalte en hoeveelheden ijzer- en mangaanoxiden in de bodem zijn eveneens belangrijk. (DEFRA, 2002).

Organisch materiaal heeft een sterke neiging om nikkel te adsorberen. In toplagen komt nikkel voornamelijk voor in organisch gebonden vorm. Een deel ervan komt voor in goed oplosbare chelaten. Nikkel kan erg mobiel zijn in deze vorm ondanks de sterke complexerende eigenschappen van de bodem en aanwezigheid van organisch materiaal (Kabata-Pendias en Pendias, 1992).

Afhankelijk van het bodemtype kan nikkel een hoge mobiliteit in een bodemprofiel hebben. Dit werd aangetoond voor een bruine woudbodem in relatief niet-verontreinigd gebied. Nikkel accumuleert voornamelijk in de toplaag welke rijk aan organische stoffen is. Daarnaast neemt de concentratie toe met toenemende diepte in de daarop volgende minerale laag. Dit wijst op een hoge mobiliteit van nikkel. Gelijkaardige resultaten werden bekomen voor andere humusrijke bodems. In boscosecosystemen is de nikkelbalans in evenwicht met het ecosysteem. Dergelijke ecosystemen zijn noch een bron noch een reservoir in de geochemische cyclus van nikkel. In geval van zware verontreiniging kan deze balans uiteraard verstoord worden (WHO, 1991).

Wateroplosbaarheid en bijgevolg biobeschikbaarheid voor planten wordt beïnvloed door de pH. De mobiliteit van nikkel neemt toe met afnemende pH en dalende kationuitwisselingscapaciteit (DEFRA, 2002). De meeste nikkelverbindingen zijn relatief mobiel bij een $\text{pH} < 6,5$ terwijl nikkel onder vorm van onoplosbare nikkelhydroxides voorkomt bij $\text{pH} > 6,7$. Daarom heeft zure regen een uitgesproken tendens om nikkel in de bodem te mobiliseren en bijgevolg de concentraties in het

grondwater te doen toenemen. Dit kan eventueel aanleiding geven tot een verhoogde opname en potentiële toxiciteit voor micro-organismen, planten en dieren. Andere factoren zijn het aantal organische en anorganische kationuitwisselingsplaatsen, de adsorptiesterkte, en het relatief aandeel van andere kationen in competitie met nikkel voor de kationuitwisselingsplaatsen. Binden van nikkel aan de organische fractie van bodem kan belangrijk zijn in de vrijstelling van bodem waaraan rioolslib is toegevoegd (DEFRA, 2002).

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 voor nikkel vooral gebruik gemaakt van RAIS (1998).

7.1 Essentialiteit

De WHO (1996b) heeft Ni ingedeeld als een sporenelement dat mogelijk humaan essentieel is. Ni-deficiëntie is experimenteel aangetoond bij kippen, varkens, geiten en ratten (Nielsen en Ollerich, 1974; Nielsen en Sandstead, 1974) en bij lammeren (Spears en Hatfield, 1978). Het is geassocieerd met gereduceerde groei, wat mogelijk te wijten is aan pathologische veranderingen in de lever (Nielsen et al., 1975). Het belangrijkste effect van Ni-gebrek is gereduceerde voederinname (NRC, 2001). Er is eveneens verminderde vorming van bloedlichaampjes bij ratten, schapen, koeien en geiten gerapporteerd (NRC, 1989). Het is een essentiële component van urease in ureolytische bacteriën (Spears, 1984). Toevoeging van Ni aan de voeding van herkauwers verhoogt de urease-activiteit (Spears, 1984; Oscar en Spears, 1988).

Er is door de WHO geen veilige inname van de gemiddelde populatie voorgesteld wegens gebrek aan adequate data. Beschikbare data van éénmagige dieren wijzen wel op een Ni-behoefte van minder dan 0,2 mg/kg voeding. Extrapolatie naar een humane basale behoefte resulteert in een waarde van minder dan 0,1 mg/d voor volwassenen. Gelet op experimentele humane data bedraagt de toxiciteitsdrempel in specifieke gevallen mogelijk minder dan 0,6 mg/d (WHO, 1996b).

Er zijn tevens onvoldoende data beschikbaar om de Ni-behoefte voor runderen vast te leggen. Opgroeïende stieren die supplementen van 50 mg nikkelchloride/kg toegediend kregen gedurende 84 dagen vertoonden geen nadelige effecten (Oscar en Spears, 1988). Deze concentratie in de voeding is tevens de MTC voor diervoeding, voorgesteld door het NRC (1980).

7.2 Toxicokinetiek

7.2.1 Absorptie

De absorptie van nikkel gebeurt hoofdzakelijk via inhalatie en in mindere mate via ingestie. Nikkelderivaten worden alleen in beperkte mate opgenomen via de huid. Percutane absorptie is minder belangrijk voor de systemische effecten van Ni dan voor de allergische reacties. De oplosbaarheid is een belangrijke factor bij alle absorptieroutes. Oplosbare Ni-zouten passeren gemakkelijk biologische membranen (WHO, 1991).

Nikkel wordt na inhalatie snel en efficiënt geabsorbeerd door de mens (35%). Ook via de darm ligt de absorptie hoog (12-33%) tenzij nikkel samen met voedsel toegediend wordt: in dat geval daalt de absorptie tot 0,7 à 6 %. De absorptie is hoger naarmate de oplosbaarheid groter is (ATSDR, 1997; Haber et al., 2000). Dierexperimenten hebben aangetoond dat 1-10% van het toegediend Ni in het dieet of door gavage gastro-intestinaal wordt geabsorbeerd (ATSDR, 1997; NRC, 1975; WHO, 1991). Ishimatsu et al. (1995) rapporteerden de volgende absorptiepercentages bij ratten: 0,01% voor groen nikkeloxide, 0,009% voor

metallisch nikkel, 0,04% voor zwart nikkeloxyde, 0,47 voor nikkel subsulfide, 11,12% voor nikkelsulfaat, 9,8% voor nikkelchloride en 33,8% voor nikkelnitraat.

7.2.2 Distributie

Na intraperitoneale (i.p.) toediening wordt oplosbaar nikkel vooral in de nieren, de lever, de longen en de milt teruggevonden. Onoplosbare nikkelderivaten worden vooral in de lymfeklieren opgestapeld.

Een dag na de inhalatie van nikkelchloride wordt nikkel in de longen, het hart, de nieren, de hersenen en de lever teruggevonden. Vijf uur na orale toediening van nikkelchloride worden de grootste concentraties in de nieren, de longen en de lever, en na 72 uur in de ogen, de lever, de longen en het ruggenmerg teruggevonden. Er bestaat geen placentale barrière voor nikkel en dus wordt het, na besmetting, ook in foetale weefsels teruggevonden.

Bij de gezonde mens bevatten longen, lever en nieren 18-180 µg nikkel/kg droog weefsel.

7.2.3 Metabolisatie

Na absorptie via inhalatie en ingestie wordt nikkel door de cellen opgenomen. Onoplosbare zouten worden gefagocyteerd. Oplosbaar nikkel bindt in serum op ondermeer histidine, albumine en nikkeloplasmine. Alleen de binding op nikkeloplasmine is stabiel, de andere bindingen zijn labiel en laten opname door de verschillende weefsels toe.

Ni(II) heeft een grote affiniteit voor eiwitten en reageert ten minste 1.000 maal sterker met eiwitten dan met DNA.

7.2.4 Eliminatie

De eliminatieroute hangt voor een deel af van de chemische vorm van de stof en de innameroute. Na ingestie wordt het niet-geabsorbeerde nikkel in de feces teruggevonden. Het grootste deel van geabsorbeerd nikkel wordt via de urine geëlimineerd. Na i.p. injectie wordt 90 % via de urine en 10% via de feces geëlimineerd. Er bestaat een goede correlatie tussen de concentraties van oplosbaar nikkel in het serum en in de urine. De halveringstijd van oplosbaar nikkel is 24 uur. Als gevolg zullen werknemers, die 5 dagen per week blootgesteld worden, na 2 dagen rust nog maar weinig nikkel in de urine hebben. Na inhalatie van onoplosbare nikkelpartikels blijft nikkel langdurig in de longen, met een halveringstijd van 1 tot 4 maanden en ook in de urine wordt nikkel nog maanden na het einde van de blootstelling teruggevonden. Na beroepshalve blootstelling bedraagt de halveringstijd in de slijmvliezen van de neusholte ongeveer 3,5 jaar.

7.3 Effecten op proefdieren en in vitro

7.3.1 Acute toxiciteit

Nikkel heeft een relatief hoge acute toxiciteit voor de longen, het immuunsysteem, de lever en, in mindere mate, de nieren en het centraal zenuwstelsel. De LD₅₀ (i.p.) bij ratten bedraagt 250 mg/kg lw. Na i.p. behandeling met 95 µM nikkel/kg lw

vertoonden mannelijke Fischer ratten nierletsels (multifocale tubulaire degeneratie met necrose; Waalkes et al., 1985).

Nikkelchloride (25 $\mu\text{M/kg}$ lw; i.p.) induceert na een nacht vasten een significante verhoging van de glucosespiegels in het plasma, met een maximum 1 uur na de injectie. Dit gaat gepaard met verhoogde gehalten c-GMP en c-NOS in de bijnier en de hersenen en i-NOS in de pancreas (Gupta et al., 2000).

Een dag na een onderhuidse (s.c.) injectie van nikkelchloride (500 of 750 $\mu\text{M/kg}$ lw) werden leverontsteking en steatose vastgesteld (Donskoy et al., 1986).

De inhibitie van p-aminohippuraat-opname door niersneden in vitro dient als indicator voor nefrotoxiciteit. Blootstelling gedurende 4 uur aan nikkelderivaten (sulfide, 1,5 mM; sulfaat 4 mM of oxide, 3 mM) zorgde voor ongeveer 50% inhibitie van de opname (M'Bemba Meka et al., 2001).

In vitro blokkeert nikkel (10 μM) neurale calciumkanalen (Gorji et al., 2001).

7.3.2 Korte termijn blootstelling

Wanneer volwassen mannelijke Sprague-Dawley ratten 0,1% nikkelsulfaat (223,5 mg nikkel/l) in drinkwater gedurende 13 weken kregen toegediend, werd een vermindering van hun gewichtstoename t.o.v. controledieren merkbaar (Obone et al., 1999).

Zeven weken na een injectie van nikkelsulfide (5 mg) in de nier ontwikkelden ratten nierletsels en niertumoren (zie verder), erythrocytose (via de inductie van erythropoïetineproductie) en algemene atherosclerose (Hopfer et al., 1984).

Na inhalatie van weinig oplosbare nikkelzouten (0,1-10 mg nikkel/ m^3 , 6 uur per dag gedurende 2 weken) kregen ratten sinusitis en ulceraties van de nasale slijmvliezen. Bij de muis leidt dit ook tot abscessen van de neus. Ook longontsteking werd waargenomen. Na een maand blootstelling aan aerosols van nikkelmetaal (0,13 mg/ m^3 , 5 dagen/week, 6 uur/dag) of van nikkelchloride (0,6 mg/ m^3) waren er in de longen van konijnen meer en grotere type II cellen, de productie van longsurfactant was verhoogd en de morfologie en de functie van alveolaire macrofagen waren aangetast (alveolaire macrofagen produceerden minder lysozyme; Camner en Johansson, 1992).

Een dag na de intratracheale instillatie van 1 micromole nikkelsulfaat werd geen TNF- in het broncho-alveolair spoelvocht teruggevonden (terwijl dit wel het geval is bij controledieren; Goutet et al., 2000).

7.3.3 Lange termijn blootstelling

Bij Wistar ratten die gedurende 6 maanden nikkelsulfaat (100 mg nikkel/L) in hun drinkwater kregen waren de nieren gezwollen en was de albuminurie verhoogd t.o.v. controledieren (Vyskocil et al., 1994). Op basis van deze studie werd een referentiedosis (RfD) van 8 μg Ni/kg lw en per dag als veilig voorgesteld voor niet-carcinogene effecten als gevolg van orale inname van oplosbare nikkelzouten (Haber et al., 2000b). Deze hoeveelheid komt wel als extra belasting, bovenop de hoeveelheid nikkel reeds aanwezig in een standaarddieet.

Ratten, blootgesteld gedurende 31 maanden aan nikkeloxide (0,06 en 0,20 mg nikkel/m³, 23 uur/dag), stierven vroeger dan de controledieren en hadden alveolaire proteinose en, in een aantal gevallen, longfibrose. Op basis van deze studie werd een referentie concentratie (RfC) van 0,2 µg nikkel/m³ als veilig voorgesteld voor de niet-carcinogene effecten als gevolg van inhalatie van oplosbare nikkelzouten (Haber et al., 2000a).

7.3.4 Reproductieve toxiciteit, embryotoxiciteit en teratogeniteit

Bij mannelijke Wistar ratten was nikkel (10 of 100 ppm in het drinkwater, gedurende 4 of 6 weken voor de copulatie) verantwoordelijk voor atrofie van de testes met als gevolg minder drachten en minder jongeren per nest. Bij vrouwelijke Wistar ratten die nikkel toegediend kregen (10 of 100 ppm in het drinkwater, gedurende 2, 4 of 16 weken voor de copulatie en daarna ononderbroken gedurende de dracht en de lactatieperiode) was er meer sterfte van de jongeren merkbaar na de geboorte (Kakela et al., 1999).

Nikkel in het voedsel (vanaf 250 ppm) verhoogt de incidentie van spontane abortus bij de rat; een verlaagd geboortegewicht wordt vastgesteld wanneer het dieet 1000 ppm nikkel bevat. Nadat drachtige F344/NCr ratten een injectie nikkelacetaat i.p. (90 micromol/kg lw op dag 17) kregen, ontwikkelde de helft van de nakomelingen kwaadaardige tumoren van de hypofyse (versus 12 % van de dieren na toediening van natriumacetaat). Niercarcinoma's kwamen ook voor bij 50% van de dieren (versus 0 % na toediening van natriumacetaat), maar dit gebeurde alleen bij dieren die ook vanaf 1 maand na de geboorte continu drinkwater met 500 ppm natriumbarbituraat kregen toegediend (Diwan et al., 1992). Er is geen betrouwbare NOAEL voor reproductieve toxiciteit. Een LOAEL van 1,33 mg nikkel /kg lw en per dag werd voorgesteld op basis van het percentage doodgeboren ratten (Haber et al., 2000b).

De toxiciteit van nikkel voor de humane placenta werd *in vitro* vastgesteld (Chen en Lin, 1998). Na incubatie in aanwezigheid van 0,5-5 mM nikkel gedurende 12 uur stegen de permeabiliteit en de vetperoxidatie in placentale weefselexplanten op een dosisafhankelijke wijze maar alleen bij 5 mM was nikkel cytotoxisch voor de placenta.

7.3.5 Mutageniteit

Omdat bacteriën niet in staat zijn te fagocyteren kunnen alleen de oplosbare derivaten getest worden en deze vertonen zwakke mutagene eigenschappen. In zoogdiercellen heeft nikkelsulfide sterke mutagene eigenschappen.

Zowel oplosbare als onoplosbare nikkelderivaten induceren chromosoomletsels zoals zusterchromatide-uitwisseling. Nikkel is verantwoordelijk voor oxidatieve DNA-schade, vooral van het inactieve heterochromatine.

7.3.6 Carcinogeniteit

Onoplosbare nikkelderivaten behoren tot de meest potente carcinogenen terwijl oplosbare zouten veel minder effect vertonen. Nikkeloxide, -sulfide en metaaloxide induceren longtumoren na de intratracheale toediening bij de rat. Bij de rat worden longtumoren geïnduceerd door de inhalatie van nikkelsulfide (vanaf 0,1 mg nikkel/m³), van nikkeloxide (1mg nikkel/m³) maar niet van nikkelsulfaat (tot 0,11 mg nikkel/m³; Oller et al., 1997).

Na injectie van 5 mg nikkelsulfide in de nier ontwikkelen, afhankelijk van de stam 0% (Long-Evans) tot 64% (Wistar-Lewis) van de ratten niertumoren (carcinoom of sarcoom; Sunderman et al., 1979).

Dat nikkel(II) een transplacentale initiator van epitheliale tumoren van de nier en een volledig transplacentaal carcinogeen voor de hypofysekliek is, werd reeds gedocumenteerd onder 'Reproductieve toxiciteit'. Nikkelderivaten hebben een hoge transformerende activiteit op fibroblasten en epitheelcellen, afkomstig van de mens of van knaagdieren. Nikkel heeft de eigenschappen van een compleet carcinogeen. Syrische hamsterembryocellen blootgesteld aan nikkelsulfide worden getransformeerd, prolifereren en induceren sarcoma's in naakte muizen. Oplosbaar nikkelchloride geeft alleen aanleiding tot snel prolifererende, onsterfelijke kolonies. Ook in fibroblasten van muisembryo's en in humane primaire nierepitheelcellen induceert nikkel celtransformatie (Costa et al., 2001).

7.4 Effecten op mensen

7.4.1 Acute toxiciteit

De acute blootstelling aan 0,5-2,5 g oplosbaar nikkel zorgt voor neurologische en gastro-intestinale klachten: braaklust, draaierigheid, moeheid, buikkrampen en diarree. Na orale inname geldt een NOAEL van 18 µg nikkel/kg lw.

7.4.2 Reproductieve toxiciteit, embryotoxiciteit en teratogeniteit

Er bestaan geen aanwijzingen in de literatuur voor reproductieve toxiciteit, embryotoxiciteit of teratogeniteit bij de mens. Gegevens bij dieren en *in vitro* proeven (zie hierboven) wijzen wel op een potentieel gevaar maar, misschien omdat weinig zwangere vrouwen blootgesteld worden in de metaalnijverheid, zijn er geen epidemiologische waarnemingen. Er zijn ook geen gegevens over de mogelijke reproductieve toxiciteit bij de man.

Genotoxiciteit Na beroepshalve blootstelling worden DNA-schade en cross-link van DNA met chromosomale eiwitten vastgesteld.

7.4.3 Genotoxiciteit

Na beroepshalve blootstelling worden DNA-schade en cross-link van DNA met chromosomale eiwitten vastgesteld.

7.4.4 Carcinogeniteit

Nikkel is een goed gekend menselijk carcinogeen. Op basis van epidemiologisch onderzoek kon een duidelijk causaal verband aangetoond worden tussen blootstelling aan nikkeloxide, nikkelsulfide en oplosbare vormen van Ni en de ontwikkeling van kanker van de nasosinus, de long, de larynx en de blaas (IARC, 1990; Sunderman, 2001). Longkanker komt 25±15 jaar na de blootstelling voor. Nikkelmetaal wordt als mogelijk carcinogeen beschouwd. Er is geen verband gevonden tussen orale of dermale blootstelling aan nikkel en de ontwikkeling van kanker.

7.4.5 Immunotoxiciteit

Nikkel is een haptene (atoom of scheikundige groepering die immunologische reacties induceert uitsluitend na koppeling met bv. eiwitten). Zo kan blootstelling aan nikkel aanleiding geven tot overgevoeligheid type IV (contactallergie) met als gevolg dermatitis (eczeem). Vijftien à twintig procent van de doorsnee volwassen bevolking heeft een positieve huidtest voor nikkel. Dermatitis komt voor bij 10% van de vrouwen en 2% van de mannen in de Westerse landen. Berekeningen naar aanleiding van 'piercings' hebben aangetoond dat reacties worden uitgelokt wanneer nikkel vrijkomt, boven een drempel van 0,5 microgram/cm² en per week. Symptomen van eczeem en dermatitis nemen toe als het dieet bijzonder rijk aan nikkel is (dagelijks meer dan 7 µg nikkel/kg lw, i.p.v. 2 à 3 µg nikkel/kg lw in een standaard dieet). De symptomen verdwijnen grotendeels na overschakeling naar een nikkel-arm dieet. De meeste overgevoelige patiënten reageren op 5 mg nikkel oraal (ongeveer 0,08 mg/kg lw) terwijl een minderheid nog reageert op 1,2 mg nikkel (ongeveer 0,02 mg/kg lw; Haber et al., 2000b).

Astma, als gevolg van overgevoeligheid type I (IgE-gemedieerd) komt zelden voor en wordt alleen ervaren door werknemers blootgesteld aan nikkelbevattend stof.

7.4.6 Toxicologische grenswaarden

- **Carcinogene effecten**
- IARC en WHO

IARC evalueerde de data betreffende blootstelling via de longen aan oplosbare nikkelverbindingen en concludeerde dat er beperkte evidentie is voor carcinogene effecten bij dieren. Verschillende experimentele onderzoeken hebben aangetoond dat een aantal nikkelverbindingen carcinogeen zijn via verschillende niet-orale routes (inhalatoir, intramusculaire injectie, toediening via de nieren). Deze studies suggereren dat nikkelverbindingen en in het bijzonder nikkel sulfide carcinogene potentie vertonen. De algemene conclusie van IARC was dat nikkelverbindingen carcinogeen zijn voor mensen (Groep 1). Onderliggende reden is dat nikkelverbindingen nikkelionen kunnen genereren op kritische plaatsen in doelcellen. Er werd voldoende evidentie gevonden voor carcinogeniteit van nikkel sulfide en van combinaties van nikkel sulfiden en nikkeloxiden bij mensen tewerkgesteld in de nikkelraffinage-industrie. Metallisch nikkel is door IARC ondergebracht in groep 2B (mogelijk humaan carcinogeen) omwille van carcinogene effecten bij dierexperimenten. Adequate studies welke inhalatoire blootstelling onderzochten waren niet beschikbaar. Het rechtstreeks inbrengen van nikkel in de trachea van ratten resulteerde in longkanker (IARC, 1990). Een recente IARC-evaluatie van medische implantaten concludeerde dat er voldoende evidentie was voor carcinogeniteit van metallisch nikkel en nikkellegering poeder bij dieren (IARC, 1999).

Dermatologische effecten van nikkel zijn niet uitzonderlijk. Dergelijke effecten worden verondersteld niet kritisch gerelateerd te zijn aan de omgevingsgehalten.

Nikkelverbindingen zijn humane carcinogenen via inhalatoire blootstelling. De huidige data zijn afgeleid uit studies van werknemers. Aannemende dat er een lineaire dosis-respons relatie is, kan geen veilige dosis voor nikkelverbindingen aanbevolen worden. Op basis van de meest recente blootstellings- en risico-informatie in industriële bevolkingsgroepen (werknemers) wordt een bijkomend risico van $3,8 \cdot 10^{-4}$ gegeven worden voor een luchtconcentratie van nikkel overeenstemmend met 1 µg/m³. De concentratie overeenstemmend met een extra

kankerrisico van 1:100.000 bedraagt 25 ng/m³ (WHO, 2000). Een eerdere gelijkaardige oefening resulteerde eveneens in een conservatief geschat éénheidsrisico voor nikkel van $3,8 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (WHO, 1987).

- US-EPA

US-EPA heeft 'nikkel raffinagestof' en nikkelsubsulfide geklasseerd als humane carcinogenen (Groep A). Nikkelcarbonyl wordt geklasseerd als waarschijnlijk humaan carcinogeen (Groep B2) omwille van zijn potentie om longtumoren te induceren bij ratten inhalatoir blootgesteld aan lage gehalten.

US-EPA (1997a,c) gebruikte de kankerincidentie van raffinagewerknemers om een inhalatoir éénheidsrisico te schatten. Op basis van een relatief risico en additieve modellen werd het midden van het blootstellingsvenster geschat op $2,4 \cdot 10^{-4}$ per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor raffinagestof. Aangezien raffinagestof voor ongeveer 50 % bestaat uit nikkelsubsulfide dient het éénheidsrisico voor levenslange blootstelling aan nikkelsubsulfide verdubbeld te worden tot $4,8 \cdot 10^{-4}$ per $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

- UBA (Umweltbundesamt)

Volgens Hassauer (1993) is nikkel voor de orale route niet klasseerbaar als carcinogeen terwijl het voor de inhalatoire route als humaan carcinogeen dient beschouwd te worden. De luchtconcentratie waarbij een extra kankerrisico van 1 per 100.000 optreedt, bedraagt 40 ng/m³.

- EU

De werkgroep van de Europese Commissie heeft de luchtkwaliteitsadvieswaarden voor nikkel herzien en een provisioneel venster van 10-50 ng/m³ als jaarlijks gemiddelde voor de totale nikkelconcentratie in lucht aangegeven met de bedoeling de carcinogene effecten van Ni te reduceren. Longkanker via inhalatie wordt beschouwd als het meest kritische carcinogene effect. Daarbij wordt een éénheidsrisico voor nikkel van $3,8 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ gehanteerd (EC, 2001). In dit kader wordt een economische haalbaarheidsstudie uitgevoerd.

Het Wetenschappelijk Comité voor Toxiciteit, Ecotoxiciteit en Milieu van de Europese Commissie heeft de risico's van Ni in omgevingslucht geëvalueerd (CSTEE). De beoordeling van de carcinogeniteit is gebaseerd op de globale evaluatie van epidemiologische en experimentele data. CSTEE vond dat er voldoende evidentie is om oplosbare nikkelverbindingen te beoordelen als humaan carcinogeen en dat een genotoxische component in het werkingsmechanisme waarschijnlijk is. Om die reden is de drempelwaardebenadering niet aangewezen om de carcinogene risico's geassocieerd met nikkelverbindingen te beoordelen. De aanbeveling van de WHO wordt bijgetreden (25 ng/m³). De schatting van de WHO is volgens CSTEE conservatief. Daarnaast zijn er volgens CSTEE duidelijke verschillen in carcinogene potentie tussen verschillende nikkelsoorten in omgevingslucht. De luchtconcentratie overeenstemmend met een extra risico van 1:100.000 bedraagt 25 ng/m³ zodat de grenswaarde van 20 ng/m³ voorgesteld door CSTEE op basis van niet-carcinogene effecten voldoende bescherming voor de algemene bevolking biedt tegen carcinogene effecten van nikkelverbindingen in de omgevingslucht (CSTEE, 2001).

- RIVM

Deze bron (Baars et al., 2001) vermeldde geen grenswaarden voor carcinogene effecten van nikkel.

▪ **Niet-carcinogene effecten**

- WHO

De advieswaarde van de WHO voor orale blootstelling is gebaseerd op een dieetstudie van ratten waarin een NOAEL van 5 mg/kg.d vastgesteld werd. De vastgestelde effecten bij hogere concentraties waren een gereduceerd lichaamsgewicht, en bij de vrouwelijke ratten een significant zwaarder relatief hartgewicht en een lichter relatief levergewicht. Een TDI van 5 µg/kg.d werd afgeleid gebruik makend van een onzekerheidsfactor 1.000 (10 voor intraspecies variatie, 10 voor interspecies variatie en 10 ter compensatie voor het gebrek aan adequate studies betreffende lange termijn toxiciteit, reproductie, gebrek aan data voor carcinogeniteit via de orale route en een veel sterkere absorptie bij opname via drinkwater op een lege maag dan bij opname via voeding). Het voorstel wordt ondersteund door een recente twee-generatiesstudie bij ratten welke resulteerde in een NOAEL van 7 mg/kg dag. In een andere goed uitgevoerde twee-generatiesstudie op ratten werden dosis-gerelateerde toenames in perinatale mortaliteit waargenomen resulterend in een LOAEL van 1,3 mg/kg dag in de tweede generatie terwijl voor de eerste generatie een LOEL van 31,6 mg/kg dag waargenomen werd. Dergelijke variatie in opeenvolgende generaties maakt het moeilijk om duidelijke conclusies te trekken.

Wanneer 10 % van de TDI toegewezen wordt aan de inname van drinkwater resulteert dit in een advieswaarde van 0,02 mg/l (afgerond). Deze norm biedt voldoende bescherming voor nikkelgevoelige individuen. Een herziening van de advieswaarde leidde niet tot aanpassing omdat deze drinkwaterlimiet voldoende beschermend is voor de volksgezondheid. Omwille van onzekerheden betreffende het effectgehalte voor perinatale mortaliteit wordt de waarde als provisioneel beschouwd (WHO, 1998).

In een laatste herziening (WHO, 2005) maakt de WHO gebruik van een LOAEL van 12 µg/kg bw bij nuchtere personen (Nielsen et al., 1999). In deze studie werden proefpersonen blootgesteld aan één enkele dosis nikkel die veel hoger lag dan gewoonlijk kan worden toegediend in drinkwater of wanneer de proefpersonen niet nuchter zijn omdat voedsel in de maag de absorptie aanzienlijk kan verlagen. Omdat deze waarde werd afgeleid voor een zeer gevoelige doelgroep acht de WHO het niet nodig een veiligheidsfactor te hanteren voor het afleiden van een TDI op basis van deze waarde. In de veronderstelling dat een volwassene 2 l water per dag drinkt en 20% van de dagelijkse inname wordt toegekend aan drinkwater wordt een advieswaarde berekend van 0,07 mg/l (WHO, 2005).

- US-EPA

De IRIS-online databank (US-EPA, 1998) vermeldt een RfD voor oplosbare nikkelzouten van 20 µg/kg.dag gebaseerd op een lange termijn voedingsstudie. Een onzekerheidsfactor 300 wordt toegepast op een NOAEL van 5 mg/kg dag (3 voor de inadequaatheid van de beschikbare reproductiestudies, 10 voor inter- en 10 voor intraspecies variatie). Geen van de humane studies betreffende hypergevoeligheid werden geschikt bevonden als basis voor een kwantitatieve risicobeoordeling. De RfD wordt verondersteld zich op een niveau te bevinden

zodanig dat geen initiële gevoeligheid voor nikkel geïnduceerd wordt. Niettegenstaande dit zullen individuen welke voorheen overgevoeligheid vertoonden voor nikkel niet volledig beschermd zijn.

- ATSDR

De ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) heeft geen MRL (Minimal Risk Level) afgeleid voor orale blootstelling aan nikkel (ATSDR, 1997). De laagste dosis welke resulteerde in dermatitis was 9 µg/kg dag. Omwille van de bezorgdheid om gevoelige individuen te beschermen zou toepassing van onzekerheidsfactoren resulteren in een orale MRL beneden de normale diëtaire inname van 2 µg/kg dag.

ATSDR (1997) beveelt een MRL van 0,2 µg/m³ aan voor de chronische inhalatoire blootstelling aan nikkel. Op een NOAEL van 0,03 mg/m³ werd een onzekerheidsfactor 30 toegepast (3 voor de extrapolatie van dier naar mens, 10 voor intraspeciesvariabiliteit). Een correctiefactor 5,7 werd eveneens toegepast om de data te extrapoleren naar een continue blootstelling en een bijkomende factor 0,97 werd geïntroduceerd voor de extrapolatie van deeltjesdepositie in de longen van ratten naar depositie in mensen. In principe geldt een MRL enkel voor niet carcinogene eindpunten en daarom werd geen rekening gehouden met het vermogen van nikkel om kanker van de ademhalingswegen bij inhalatoire blootstelling te veroorzaken.

- RIVM

Uit de beschikbare data is gebleken dat inhalatoire blootstelling aan nikkel aanleiding geeft tot tumoren in de neuszone en de longen. Effecten op het erfelijk materiaal (breuk DNA) zijn aangetoond bij de mens. Mutagene data tonen echter geen genotoxische eigenschappen aan, aldus RIVM. Het toxicologisch werkingsmechanisme suggereert een cytotoxisch effect. Bijgevolg kan voor nikkel een drempelwaarde-aanpak gevolgd worden. Sedert 1990 zijn geen nieuwe relevante data betreffende de toxiciteit van oraal toegediend nikkel en verbindingen beschikbaar gekomen. Bijgevolg kan het voorstel van Vermeire et al. (1991) behouden worden. De TDI voor orale opname werd vastgesteld op 50 µg/kg dag. Deze waarde is gebaseerd op een NOAEL van 5 mg/kg dag in een semichronische studie met ratten blootgesteld aan nikkelsulfaat in het dieet en een onzekerheidsfactor 100. Nikkel is een humaan contactallergeen. Dermaal contact met een waterige oplossing van 2 mg Ni²⁺/l kan aanleiding geven tot allergische reacties bij hypergevoelige mensen. De NOAEL bedraagt 0,4 mg/l.

Voor inhalatoire blootstelling werd een TCL afgeleid op basis van een NOAEC van 30 µg/m³ voor ademhalingseffecten bij ratten. Gecorrigeerd voor continue blootstelling komt dit overeen met 5 µg/m³. Gecombineerd met een veiligheidsfactor 100 resulteert dit in een TCL van 0,05 µg/m³.

- UBA

Hassauer (1993) adviseerde aan de UBA een orale 'Orientierungswert' van 1 µg/kg dag voor lange termijn blootstelling aan nikkel, gebaseerd op reproductietoxiciteit bij ratten. Deze waarde is gebaseerd op een LOAEL van 0,95 mg/kg dag met toepassing van een additionele onzekerheidsfactor 1.000 en 10% absorptie. Omrekening van een interne dosis naar een externe dosis rekening houdend met een absorptie van 10% resulteert in een TDI van 10 µg/kg dag. Voor drinkwater wordt geen advieswaarde aangegeven.

Voor inhalatoire lange termijnblootstelling aan nikkel werd door Hasshauer (1993) een 'Orientierungswert' van 20 ng/m³ voorgesteld, gebaseerd op een LOAEL van 18 µg/m³ voor ademhalings toxiciteit bij konijnen. Een onzekerheidsfactor 1.000 werd toegepast.

- EU

De werkgroep van de Europese Commissie heeft de luchtkwaliteitsadvieswaarden voor nikkel herzien en een provisioneel venster van 10-50 ng/m³ als jaarlijks gemiddelde voor de totale nikkelconcentratie in lucht aangegeven. Niet-carcinogene effecten van Ni via orale en inhalatoire blootstelling werden eveneens in beschouwing genomen. Bij de huidige buitenluchtconcentraties in de nabijheid van kritische locaties worden de drempels voor niet-carcinogene effecten niet overschreden (EC, 2001).

Het Wetenschappelijk Comité voor Toxiciteit, Ecotoxiciteit en Milieu van de Europese Commissie heeft de risico's van Ni in omgevingslucht geëvalueerd (CSTEE). De sleutelaanname voor niet-carcinogene effecten is het toegenomen longgewicht in een lange termijn ratstudie welke betrekking heeft op een herhaaldelijke dagelijkse blootstelling bij een concentratie van 0,06 mg/m³. Een onzekerheidsfactor 10 werd gebruikt voor de extrapolatie van LOAEL naar NOAEL, een factor 6 voor de extrapolatie naar continue blootstelling en een factor 10 zowel voor inter- als intraspeciesvariatie. Toepassing van de onzekerheidsfactor 6.000 op de LOAEL resulteert in 10 ng/m³. Aangezien oplosbaar nikkel niet meer dan 50 % uitmaakt van het totaal aan nikkelverbindingen in omgevingslucht en oplosbaar nikkel verondersteld wordt de hoofdoorzaak te zijn van de niet-tumorpathologie werd de grenswaarde vastgesteld op 20 ng/m³ (CSTEE, 2001). Hieruit kan een inhalatoire TDI afgeleid worden van 5,71.10⁻⁶ mg/kg.d.

In de Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 december 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air (EC, 2004) wordt 20 ng/m³ als streefwaarde voor nikkel in PM₁₀ opgenomen.

▪ **Berekeningen Vlier-Humaan**

Bij de berekeningen met Vlier-Humaan (Vlier-Excel) worden volgende grenswaarden gebruikt:

- o inhalatoire TCL van EU: 2,0.10⁻⁸ g/m³ (TDI_{inhalatoir} 5,71.10⁻⁶ mg/kg.d; biedt bescherming voor carcinogene en niet-carcinogene effecten);
- o orale TDI van US-EPA: 2.10⁻² mg/kg.d (de TDI van WHO werd opgesteld voor drinkwater waar een grotere absorptie kan worden verondersteld);
- o voor de grondwatersaneringsnormen wordt beroep gedaan op de de drinkwaterlimiet van de WHO (1998) (0,02 mg/l)¹.

¹ De aanvankelijke WHO-drinkwaterrichtlijn (20 µg/l) voor Ni (WHO, 1998) werd gehandhaafd hoewel de waarde recentelijk werd opgetrokken tot 70 µg/l (WHO, 2005). Gelet op de beschikbare data wordt verondersteld dat ze voldoende bescherming biedt voor de volksgezondheid. Aangezien er nog onzekerheden bestaan inzake de perinatale mortaliteit wordt de richtlijn wel als provisorisch beschouwd. De maximaal toegelaten concentratie aan Ni in drinkwater in

Vlaanderen bedraagt volgens het Besluit van de Vl. Reg. van 13/12/2002 (B.S., 28/01/2003)) 20 µg/l. De Europese Richtlijn 98/83/EG legt dezelfde waarde op (idem WHO-drinkwaterrichtlijn 1998).

8 Geur- en smaakdrempels

Er werden geen geur- of smaakdrempels gevonden.

9 Berekening van de normen voor bodem en grondwater

De tekst in dit hoofdstuk geeft het voorstel voor (de achtergrondwaarden en) de bodemsaneringsnormen (BSN's) voor nikkel in bodem en grondwater. De huidige achtergrondwaarden voor bodem worden hier voor de volledigheid vermeld. 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.

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 Ni) voor een standaardbodem: 9 mg/kg ds. De analyse ter bepaling van Ni in de bodem dient uitgevoerd te worden volgens de methode beschreven in bijlage 5 van het Vlarebo (integraal vervangen door Art. 26, Vlarebo ter¹).

9.1.2 Bodemsaneringsnormen

- **Berekeningen Vlier-Excel**

Nikkel is carcinogeen bij inhalatoire blootstelling. Er is onvoldoende informatie over de carcinogeniteit van Ni via orale weg. Toch werd nikkel doorgerekend als (zowel inhalatoir als oraal) niet-carcinogeen. De reden hiervoor is dat de TCL van 20 ng/m³ (drempelwaarde gehanteerd door de EU voor niet-carcinogenen effecten) lager is dan de concentratie overeenstemmend met een extra kankerrisico van 1/10⁵ nl. 25 ng/m³ (zowel gehanteerd door WHO als EU) en dus eveneens bescherming biedt voor carcinogene effecten.

-
Alle invoerparameters zijn terug te vinden in bijlage 5.

De BSN's worden getoetst aan de bijstellingen gebaseerd op overschrijding van de kritische binnen-/buitenluchtconcentratie of drinkwaterconcentratie. Er zijn geen productnormen bekend (bijlage 2-3). Voor de bijstellingen kan rekening worden gehouden met fytotoxiciteit (cfr. paragraaf 5.4).

- **Berekeningswijze transfer naar planten**

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

¹ 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).

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 Ni staan beschreven onder § 5.4.

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 formularium Vlier-Humaan worden beide gewogen BCF's uiteindelijk gebruikt voor de berekeningen van de BSN's.

Omdat de BCF's voor individuele gewassen uit Ruttens (2005) die worden gebruikt voor het berekenen van de gewogen BCF's werden afgeleid op basis van gegevens voor niet-aangerijkte gronden, vormen ze mogelijk een overschatting voor de BCF voor aangerijkte gronden en daarom werd een correctiefactor toegepast bij concentraties in de bodem $> 4 \times AW$ (zie § 5.4).

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

Voor de berekening van de concentraties in voedergewassen (indirecte blootstelling via vee) werd een BCF van 0,098 voor grassen (Ruttens, 2005) gebruikt.

▪ **Berekeningen transfer van metalen naar vee**

Voor de berekening van de transfer van Ni naar vee worden de aanbevelingen van De Raeymaecker et al. (2005) overgenomen. Voor de berekening van de overdracht naar vlees (spierweefsel) wordt best de huidige modelmatige benadering (Vlier-Humaan en gebruik van f_{acing} en f_{exc}) behouden. 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 $2,7 \cdot 10^{-5}$ d/l).

Fytotoxiciteit treedt op bij 10-100 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 0,9-9 mg/kg vg (cfr. bijlage 8).

Voor de blootstellingsberekeningen wordt de fytotoxische grens vastgelegd op 0,9 mg/kg vg. Desgewenst kan worden bijgesteld op basis van fytotoxiciteit.

Er werd eveneens nagegaan of er een mogelijke bijstelling van de voorgestelde bodemsaneringsnormen voor Ni kon gebeuren op basis van bestaande wetgeving omtrent afvalstoffen (zie 'Bijstelling van voorstellen voor bodemsaneringsnormen op niet-toxicologische gronden – Denkoefening', Cornelis en De Raeymaecker, 2004¹). Voor Ni zijn echter geen criteria voorhanden.

De normen werden doorgerekend bij een standaard-pH (pH = 6).

▪ Resultaten

De resultaten van de berekeningen staan vermeld in Tabel 10. De bijhorende RI_{kind} en de belangrijkste blootstellingroutes worden weergegeven in Tabel 11, Tabel 12 en Tabel 13. 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 10: BSN's voor Ni in verschillende bestemmingstypes (niet-bijgestelde normen)

	type II	type III	type IV v	type V I
BSN	92,97	95,33	530 (bil) (890) (297 f)	292 (bil) (1176) (297 f)

Bil: bijstelling op basis van binnehuislucht; f: BSN indien zou worden bijgesteld op basis van fytotoxiciteit; tussen haakjes worden de niet-bijgestelde BSN's weergegeven.

Tabel 11: RI_{kind} voor Ni in verschillende bestemmingstypes (niet-bijgestelde normen)

	type II	type III	type IV v	type V I
RI_{oraal}	0,25	0,15	0,18	0,11
$RI_{inhalatoir}$	0,75	0,85	0,82	0,89

Tabel 12: Aandeel van verschillende blootstellingsroutes (%) in de totale blootstelling voor bestemmingstype II en III (niet-bijgestelde normen)

blootstellingsroute	Type II		Type III	
	kind	volwassenen	kind	volwassenen
ingestie van bodemdeeltjes	13,4	3,3	25,9	5,8
inname van groenten	50,6	61,3	73,7	93,6
inname van vlees	6,1	6,4	0,0	0,0

¹ Cornelis, C., De Raeymaecker, B. (2004). Bijstelling van voorstellen voor bodemsaneringsnormen op niet-toxicologische gronden – Denkoefening. VITO, rapportnr. 2004/IMS/R/024, Mol, België.

<i>inname van melk</i>	3,4	1,1	0,0	0,0
<i>inname van drinkwater</i>	26,4	27,8	0,0	0,0
<i>inhalatie van bodemdeeltjes</i>	0,04	0,05	0,2	0,2
<i>inhalatie van buitenlucht</i>	0,01	0,04	0,04	0,1
<i>inhalatie van binnenlucht</i>	0,07	0,07	0,2	0,3

Tabel 13: Aandeel van verschillende blootstellingsroutes (%) in de totale blootstelling voor bestemmingstype IV en V (niet-bijgestelde normen)

blootstellingsroute	Type IV v		Type V I	
	kind	volwassenen	kind	volwassenen
<i>ingestie van bodemdeeltjes</i>	99,8	99,0	0,0	99,5
<i>inname van groenten</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>inname van vlees</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>inname van melk</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>inname van drinkwater</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>inhalatie van bodemdeeltjes</i>	0,2	1,0	0,0	0,5
<i>inhalatie van buitenlucht</i>	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>inhalatie van binnenlucht</i>	0,0	0,0	0,0	0,0

De BSN's voor agrarische gebieden (type II) en woonzones (type III) zijn respectievelijk 93 en 95 mg/kg ds. De BSN's voor recreatiegebieden en industriegebieden zijn gebaseerd op de scenario's voor respectievelijk verblijfsrecreatie en lichte industrie. Beide normen worden bijgesteld op basis van een overschrijding van de concentratie in de binnenlucht¹. De BSN voor bestemmingstypes IV en V bijgesteld op basis van fytotoxiciteit bedraagt 297 mg/kg ds.

¹ 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 ($0,6/0,5 = 1,2$).

9.2 Grondwater

9.2.1 Achtergrondwaarde

De achtergrondwaarde voor nikkel in grondwater bedraagt 10 µg/l (Vlarebo). De analyse ter bepaling van Ni in het grondwater dient uitgevoerd te worden volgens de methode beschreven in bijlage 5 van het Vlarebo (integraal vervangen door Art. 26, Vlarebo ter).

9.2.2 Bodemsaneringsnorm

▪ *Afleiding bodemsaneringsnorm voor grondwater*

De bodemsaneringsnorm voor nikkel in grondwater bedraagt momenteel 40 µg/l en is het dubbel van de WHO-drinkwateradvieswaarde. De reden hiervoor is dat de achtergrondwaarde en de bodemsaneringsnorm anders zo dicht bij elkaar liggen dat analytische problemen kunnen optreden (Cornelis en Geuzens, 1995).

In Vlaanderen mag drinkwater (leidingwater) maximaal 50 µg Ni/l bevatten (VI. Reg., 1989). De Europese Richtlijn 98/83/EG (Raad van Europa, 1998) stelt dat maximaal 20 µg Ni/l aanwezig mag zijn in drinkwater.

Gelet op de huidige stand van de analytische technieken wordt voorgesteld om de WHO/EU-drinkwateradvieswaarde als bodemsaneringsnorm voor het grondwater te nemen, nl. 20 µg/l.

▪ *Opmerkingen i.v.m. grondwaterconcentraties en achtergrondwaarden/bodem-saneringsnormen*

Uit het ontwerp eindverslag van het project 'Studie van de natuurlijke concentraties van de anorganische Vlarebo-parameters en het opstellen van een beleidsinstrument voor industriegebieden in het bestek van het toekomstig saneringsbeleid' (RUG, 2002). blijkt dat een overschrijding van de achtergrondwaarde van nikkel in het grondwater frequent voorkomt (cfr. Tabel 14):

- in de het Pliocene en Pleistoceen is de Vlarebo-achtergrondwaarde in meer dan 20 % van de metingen overschreden;
- in het Ieperiaan, Ledo-Paniseliaan-Brusseliaan, Mioceen en Quartair bedraagt het aantal overschrijdingen 10 %;
- de Kolenkalk en het Oligoceen worden niet beschouwd omwille van een beperkt aantal gegevens.

Overschrijding van de BSN van het grondwater (tot zeer hoge maximale waarden) blijkt zelfs meermaals voor te komen; vooral in de jongere aquifers is dit duidelijk. Er is een vermoeden dat enkele van de hogere en extreem hoge waarden twijfelachtig zijn zodat de procentuele waarden in de tabel dikwijls niet betrouwbaar zijn.

Tabel 14: Overzicht van het Ni-gehalte in het grondwater van Vlaanderen (RUG, 2002).

Aquifereenheid /HCOV*	aantal analyses	≤ AW	≤ BSN	bereik (µg/l)
Massief van Brabant/ 1340	183	174 (95,1 %)	183 (100 %)	< 0,5 - 35
Devoon/1330	2	2 (100 %)	2 (100 %)	< 10
Kolkenkalk/1320	8	7 (87,5 %)	8 (100 %)	< 1 - 14
Krijt/1100	68	68 (100 %)	68 (100 %)	< 0,2 - 10
Landeniaan/1010	83	83 (100 %)	83 (100 %)	< 0,1 - < 10
Heersiaan en Opglabbeek/1030	4	4 (100 %)	4 (100 %)	< 1 - < 10
Ieperiaan/0800	38	34 (89,5 %)	38 (100 %)	< 1 - 23,8
Ledo-Paniseliaan-Brusseliaan/0600	141	124 (87,9 %)	136 (96,4 %)	< 0,5 - 78,2
Oligoceen/0400	12	5 (41,7 %)	9 (75 %)	< 1 - 50
Mioceen/0250	93	83 (89,2 %)	89 (95,7 %)	< 1 - 596
Plioceen en Pleistoceen/0230	368	281 (76,4 %)	327 (88,9 %)	< 1 - 1124
Zand van Waubach/0215	21	19 (90,5 %)	21 (100 %)	< 1 - 11
Zand van Pey/0213	1	1 (100 %)	1 (100 %)	< 1
Afzettingen boven Brunsum-I klei/0211	3	3 (100 %)	3 (100 %)	1 - 10
Quartair/0100	147	127 (86,4 %)	146 (99,3 %)	< 0,5 - 260

*: HCOV: Hydrologische Codering van de Ondergrond in Vlaanderen.

De overzichtstabel geeft aan dat het Ni-gehalte in het grondwater in Vlaanderen in diverse aquifereenheden frequent wordt overschreden. Er is een vermoeden dat een aantal van deze overschrijdingen twijfelachtig zijn maar toch blijkt dat vooral in de jongere aquifers plaatselijk een hoog gehalte kan gemeten worden.

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

In Tabel 15 is een vergelijking gemaakt van de berekeningen in Vlier-Excel, de bestaande normering (Vlarebo) en de ecotoxicologische BSN'en (Waegeneers en Smolders, 2002) voor bodem. In bijlage 6 zijn voor verschillende landen de overeenkomstige vigerende bodemsaneringsnormen weergegeven. In bijlage 7 zijn de Nederlandse LAC-waarden terug te vinden.

In Tabel 16 is een vergelijking weergegeven van het voorstel van de herziene BSN voor grondwater en de bestaande bodemsaneringsnormen zoals ze in Vlarebo opgenomen zijn.

De achtergrondwaarden voor zowel bodem als grondwater blijven behouden.

Tabel 15: Vergelijking herziene BSN's met bestaande normering en ecotoxicologische bodemsaneringsnormen bij standaardbodem [mg/kg ds].

Normering	BSN II	BSN III	BSN IV v	BSN V I
Herziene BSN	93	95	530 (bil) (890) (297 f)	292 (bil) (1176) (297 f)
<i>Ecotoxicologische BSN</i>	105 §	105 §§	105 §§	226 §§§
<i>Huidige BSN</i>	100	470	550	700

BSN x: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype x; v: scenario verblijfsrecreatie (IV); I: scenario lichte industrie (V); bil: bijgesteld op basis van een overschrijding van de kritisch binnenluchtconcentratie; f: BSN's indien zou bijgesteld worden op basis van fytoxiciteit; tussen haakjes wordt de niet-bijgestelde norm vermeld; §: landbouwgebieden; §§: residentiële en parkgebieden; §§§: commerciële en industriële gebieden;

Tabel 16: Vergelijking voorstel nieuwe BSN voor het grondwater en de bestaande BSN [$\mu\text{g/l}$]

Voorstel BSN	20
Huidige BSN	40

Vergelijking met de vorige evaluatie:

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

Het verschil in de berekeningswijze:

- o bij de vorige evaluatie werd gerekend met dezelfde TDI's, maar gebeurde de toetsing van de blootstelling alleen aan de orale TDI;
- o voor bestemmingstype II is in deze herziening rekening gehouden met zowel de directe als de indirecte blootstellingsweg, via het gebruik van verschillende BCF's voor consumptie- en voedingsgewassen en de daarmee corresponderende gewasparameters (gewasopbrengst, -periode en fractie bladgewas in de totale opbrengst); hiermee samengaand werd voor de overdracht naar vlees rekening gehouden met een andere orale absorptiefactor voor vee; voor de overdracht naar melk werd gebruik gemaakt van een biotransferfactor;
- 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 correctiefactoren werden toegepast om BCF's afgeleid van niet-verontreinigde terreinen toe te kunnen passen op verontreinigde terreinen;
- o voor bestemmingstypes II en III werd een gecorrigeerde orale achtergrondblootstelling berekend door rekening te houden met gewasconsumptie uit eigen tuin;

Gewijzigde fysico-chemische, biologische en toxicologische parameters:

- o K_d , BCF's, f_{acing} , inhalatoire grenswaarde, fytotoxische grenswaarde, orale en inhalatoire achtergrondblootstelling.

Referenties

- Ameryckx, J.B., Verheye, W., Vermeire, R. (1995). Bodemkunde. Willy Ameryckx, Willy Verheye, Raphaël Vermeire, uitgevers. Gent, België.
- ATSDR (1997). Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Toxicological profile for nickel. 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, rapportnr. 711701025, Bilthoven, Nederland.
- 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.
- 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.
- Camner, P., Johansson, A. (1992). Reaction of alveolar macrophages to inhaled metal aerosols. Environm. Health Perspect., 97: 185-188.
- CEC (1993). Commission of the European Communities, food - science and Techniques. Nutrient and energy intakes for the European Community. Reports of the Scientific Committee for Food (thirty-first series).
- Chen, C.Y., Lin, T.H. (1998). Nickel toxicity to human term placenta: in vitro study on lipid peroxidation. J. Toxicol. Environm. Health. A., 54: 37-47.
- Clemente, G.F., Cigna Rossi, L. & Santaroni, G.P. (1980). Nickel in foods and dietary intake of nickel. In: Nriagu, J.O., ed. Nickel in the environment, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, John Wiley and Sons, pp. 493-498. In: WHO, 1991.
- Cornelis, C., Geuzens, P. (1995). Voorstel tot normering van bodemverontreiniging door zware metalen en metalloïden. VITO, rapportnr. VITO/MIE/DI/95-03, Mol, België.
- Costa, M., Sutherland, J.E., Peng, W., Salnikow, K., Broday, L., Kluz, T. (2001). Molecular biology of nickel carcinogenesis. Mol. Cell. Biochem., 222: 205-211.
- Cotton A.F. and Wilkinson G. (1980). Advanced inorganic chemistry, A comprehensive text, fourth edition, John Wiley & Sons Inc., ISBN 0-471-02775-8.

- CSTEE (2001). Scientific Committee for Toxicity, Ecotoxicity and the Environment. Opinion on: Position paper on ambient air pollution by nickel compounds. Final version, October 2000. Opinion expressed at the 22nd CSTEE Plenary Meeting, Brussels, 6/7 March 2001. In: DEFRA-EA (2002).
- DEFRA-EA (2002). Department for Environment, Food and Rural Affairs, the Environment Agency (UK). Contamination in soil: Collation of toxicological data and intake values for humans: Nickel. Environment Agency, Bristol, UK.
- 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.
- Diwan, B.A., Kasprzak, K.S., Rice, J.M. (1992). Transplacental carcinogenic effects of nickel(II) acetate in the renal cortex, renal pelvis and adenohypophysis in F344/NCr rats. Carcinogenesis, 13: 1351-1357.
- Donskoy, E., Donskoy, M., Forouhar, F., Gillies, C.G., Marzouk, A., Reid, M.C., Zaharia, O., Sunderman, F.W. (1986). Hepatic toxicity of nickel chloride in rats. Ann. Clin. Lab. Sci., 16: 108-117.
- Duke, J.M. (1980). Nickel in rocks and ores. In: Nriagu, J.O. (Ed.). Nickel in the environment, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, John Wiley and Sons.
- EC (2001). European Commission. Ambient air pollution by As, Cd and Ni compounds. Position Paper, Final version, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- http://europa.eu.int/comm/environment/air/pp_as_cd_ni.pdf
- EC (2004) Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 december 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. Official Journal of the European Union L23/3.
- 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.
- Environment Daily (30/10/2002). ENDS, Issue 1319.
- <http://www.environmentdaily.com/>

Environment Daily (07/07/2003). ENDS, Issue 1478.

<http://www.environmentdaily.com/>

Flyvholm MA, Nielsen GD & Andersen A (1984). Nickel content of food and estimation of dietary intake. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 179: 427-431. In: WHO, 1991.

Gorji, A., Scheller, D., Straub, H., Tegtmeier, F., Kohling, R., Hohling, J.M., Tuxhorn, I., Ebner, A., Wolf, P., Werner Panneck, H., Oppel, F., Speckmann, E.J. (2001). Spreading depression in human neocortical slices. Brain Res., 906: 74-83.

Goutet, M., Ban, M., Binet, S. (2000). Effects of nickel sulfate on pulmonary natural immunity in Wistar rats. Toxicol., 145: 15-26.

Grandjean, P. (1984). Human exposure to nickel. In: Nickel in the human environment. Proceedings of a Joint Symposium, Lyon, 8-11 March, 1983, Lyon, International Agency for Research on Cancer, pp. 469-485 (IARC Scientific Publications No. 53). In: WHO, 1991.

Gupta, S., Ahmad, N., Husain, M.M., Srivastava, R.C. (2000). Involvement of nitric oxide in nickel-induced hyperglycemia in rats. Nitric Oxide, 4: 129-138.

Haber, L.T., Erdreich, L., Diamond, G.L., Maier, A.M., Ratney, R., Zhao, Q., Dourson, M.L. (2000a). Hazard identification and dose response of inhaled nickel-soluble salts. Regul. Toxicol. Pharmacol., 31: 210-230.

Haber, L.T., Diamond, G.L., Zhao, Q., Erdreich, L., Dourson, M.L. (2000b). Hazard identification and dose response of ingested nickel-soluble salts. Regul. Toxicol. Pharmacol., 31: 231-241.

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.

Hopfer, S.M., Sunderman, F.W. Jr., McCully, K.S., Reid, M.C., Liber, C., Spears, J.R., Serur, J. (1984). Studies of the pathogenesis of arteriosclerosis induced in rats by intrarenal injection of a carcinogen, nickel subsulfide. Ann. Clin. Lab. Sci., 14: 355-365.

HSDB (2002). Hazardous Substances Data Bank. Nickel.

<http://toxnet.nlm.nih.gov/>

IARC (1990). IARC, Summary and evaluation, Vol. 49. Nickel and nickel compounds. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrijk.

<http://www.inchem.org/documents/iarc/iarc/iarc654.htm>

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

- IOM (2001). Dietary reference intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium and zinc, A report of the panel on micronutrients, Food and Nutrition Board, Institute of Medicine, National Academy Press, Washington DC, VS.
- IPCS (1991). Environmental Health Indicators, No. 108: Nickel. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
- Ishimatsu, S., Kawamoto, T., Matsuno, K., et al. (1995). Distribution of various nickel compounds in rat organs after oral administration. *Biol. Trace Element Res.* 49(1): 43-52. In: ATSDR, 1997.
- Janssen, R.P.T., Pretorius, P.J., Peijnenburg, W.J.G.M., van den Hoop, M.A.G.T. (1996). Determination of field-based partition coefficients for heavy metals in Dutch soils and the relationship of these coefficients with soil characteristics. RIVM, rapportnr. 71910123, Bilthoven, Nederland.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992). Trace elements in soils and plants, 2nd Ed. CRC Press, Boca Raton Ann, Florida, VS.
- Kakela, R., Kakela, A., Hyvarinen, H. (1999). Effects of nickel chloride on reproduction of the rat and possible antagonistic role of selenium. *Comp. Biochem. Physiol. C. Pharmacol. Toxicol. Endocrinol.*, 123: 27-37.
- 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, Berlijn, Duitsland. In: Kabata-Pendias en Pendias, 1992.
- Lewis, R.J., Caldwell, D.J. (1999). Scientific basis for an air quality standard for nickel, Brussels, 1999. CONCAWE, the oil companies European organization for environmental, health and safety.
- LNV (1991). Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Landbouwadvisiecommissie milieukritische stoffen. Werkgroep verontreinigde gronden. LAC-signaalwaarden. Den Haag, Nederland.
- Macnicol, R.D., Beckett, P.H. (1985). Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant and Soil*, 85: 107-129.
- MAFF (1999). Joint Food safety and standards group, Food Standards Agency, Food surveillance information sheet, Maff UK – 1997 Total diet study – aluminium, arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, selenium, tin and zinc, No. 191, November 1999.
- MAFF (2000). Joint Food safety and standards group, Food Standards Agency, Food surveillance information sheet, Maff UK – Duplicate diet study of vegetarians – dietary exposures to 12 metals and other elements, No. 193, January 2000.
- 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.

Mason, B. (1952). Principles of geochemistry, New York, John Wiley & Sons, London, Chapman & Hall, Limited.

M'Bemba Meka, P., Chakrabarti, S.K. (2001). Effects of different nickel compounds on the transport of para-aminohippurate ion by rat renal cortical slices. Toxicol. Lett., 122: 235-244.

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.

Myron D.R., Zimmerman, T.J., Shuler, T.R., Klevay L.M., Lee, D.E. & Nielsen, F.H. (1978). Intake of nickel and vanadium by humans. A survey of selected diets. Am. J. clin. Nutr., 31(3): 527-531. In: WHO, 1991

Nielsen, F.H., Ollerich, D.A. (1974). Nickel: a new essential trace element. Fed. Proceed., 33: 1767-1772. In: NRC, 2001.

Nielsen, F.H., Sandstead, H.H. (1974). Are nickel, vanadium, silicon, fluorine, and tin essential for man? Am. J. Clin. Nutr., 27: 515-522. In: NRC, 2001.

Nielsen, F.H., Myron, D.R., Givand, S.H., Ollerich, D.A. (1975). Nickel deficiency and nickel-rhodium interactions in chicks. J. Nutr., 105: 1607-1619.

Nielsen G.D., Ulla S  derberg, P.J. J  rgensen, D.M. Templeton, S.N. Rasmussen, K.E. Andersen, P. Grandjean (1999) Absorption and Retention of Nickel from Drinking Water in Relation to Food Intake and Nickel Sensitivity. Toxicology and Applied Pharmacology, 154: 67-75.

Nouwen, J., Van Hooste, H. (2001). Milieu- en natuurrapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2001, 2.3 Verspreiding van zware metalen. VMM.

www.vmm.be

NRC (1980). National Research Council. Mineral tolerance of domestic animals. National Academy Press, Washington DC, VS.

NRC (1989). National Research Council (USA). Recommended Dietary Allowances, 10th Ed. National Academy Press, Washington DC, VS.

NRC (2000). National Research Council. Subcommittee on beef cattle nutrition, Committee on animal nutrition, Board on agriculture. Nutrient requirements of beef cattle: 7th revised ed. (1996). National Academy of Science, Washington DC, VS. Update 2000.

<http://books.nap.edu/books/0309069343/html/>

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/>

Obone, E., Chakrabarti, S.K., Bai, C., Malick, M.A., Lamontagne, L., Subramanian, K.S. (1999). Toxicity and bioaccumulation of nickel sulfate in Sprague-Dawley rats following 13 weeks of subchronic exposure. J. Toxicol. Environm. Health A., 57: 379-401.

Oller, A.R., Costa, M., Oberdorster, G. (1997). Carcinogenicity assessment of selected nickel compounds. Toxicol. Appl. Pharmacol., 143: 152-166.

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.

Oscar, T.P., Spears, J.W. (1988). Nickel-induced alterations of in vitro and in vivo ruminal fermentation. J. Animal Sci., 66: 2313-2324. In: NRC, 2000.

OVAM (1996). Basisinformatie voor risico-evaluaties. D/1996/5024/19. OVAM, Mechelen, België.

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.

Pidpa (1998) Verslag van de vergaderingen van de subcommissie milieukwaliteitsnormen grondwater – d.d. 25/11/97 en d.d. 07/0198. Opgemaakt op 4 februari 1998.

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 (1998). Risk Assessment Information System. Toxicity summary for nickel and nickel compounds.

http://risk.lsd.ornl.gov/tox/profiles/nickel_and_nickel_compounds_f_V1.shtml

RUG (2002). Studie van de natuurlijke concentraties van de anorganische Vlarebo-parameters en het opstellen van en beleidsinstrument voor industriegebieden in het bestek van het toekomstig saneringsbeleid. Ontwerp eindverslag. Beleidsgericht onderzoek, PB 098/37/117, RUG, Gent, België.

- Ruttens, A. (2005). Herziening bodemsaneringsnorm voor zware metalen. Partim B. Invulling van biobeschikbaarheid in functie van bodemeigenschappen in humaan toxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnormen. Limburgs Universitair Centrum, Diepenbeek, België.
- Savolainen, H. (1996). Biochemical and clinical aspects of nickel toxicity. *Rev. Environm. Health*, 11: 167-173.
- Smart, G.A. & Sherlock, J.C. (1987). Nickel in foods and the diet. *Food Addit. Contam.*, 4(1): 61-71. In: WHO, 1991.
- 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.
- Spears, J.W., Hatfield, E.E. (1978). Nickel depletion in the growing bovine. *Nutr. Rep. Int.*, 18: 621-629. In: NRC, 2001.
- Spears, J.W. (1984). Nickel as a 'newer trace element' in the nutrition of domestic animals. *J. Animal Sci.*, 59: 823-835. In: NRC, 2000.
- Sunderman, F.W. (2001). Nasal toxicity, carcinogenicity, and olfactory uptake of metals. *Ann. Clin. Lab. Sci.*, 31: 3-24.
- Sunderman, F.W., Maenza, R.M., Hopfer, S.M., Mitchell, J.M., Allpass, P.R., Damjanov, I. (1979). Induction of renal cancers in rats by intrarenal injection of nickel subsulfide. *J. Environm. Pathol. Toxicol.*, 2: 1511-1527.
- TCB (2002). Technische Commissie Bodembescherming. Advies herziening LAC-signaalwaarden. Den Haag, Nederland.
- 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.
- US-EPA (1995). Integrated Risk Information System (IRIS). PB91-59-1331. EPA, Washington, VS.
- US-EPA (1997a). Integrated Risk Information System. Nickel refinery dust. Laatste update: 1997.
<http://www.epa.gov/iris/subst/0272.htm>
- US-EPA (1997b). Integrated Risk Information System. Nickel carbonyl. Laatste update: 1997.
<http://www.epa.gov/iris/subst/0274.htm>
- US-EPA (1997c). Integrated Risk Information System. Nickel subsulfide. Laatste update: 1997.
<http://www.epa.gov/iris/subst/0273.htm>

US-EPA (1998). Integrated Risk Information System. Nickel soluble salts. Laatste update: 1998.

<http://www.epa.gov/iris/subst/0271.htm>

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.

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. en Janssen, P.J.C.M. (1991) Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van 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 bodem. 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. (2002a). Besluit van de Vlaamse Regering van 12/10/2001 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.

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

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

- VMM (2001b) 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.
- Vyskocil, A., Viau, C., Cizkova, M. (1994). Chronic nephrotoxicity of soluble nickel in rats. *Hum. Exp. Toxicol.*, 13: 689-693.
- Waalkes, M.P., Kasprzak, K.S., Ohshima, M., Poirier, L.A. (1985). Protective effects of zinc acetate toward the toxicity of nickelous acetate in rats. *Toxicol.*, 34: 29-41.
- Waegeneers, N., Smolders, E. (2002). Herziening bodemsaneringsnormen voor zware metalen in de bodem: ecotoxicologische benadering. K.U.Leuven, Leuven, België.
- WHO (1987). Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series, No. 23. World Health Organization, Copenhagen, Denemarken.
- WHO (1991). Environmental Health Criteria, No. 108: Nickel. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
- WHO (1993). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Vol. 1, Recommendations. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
- WHO (1996a). Trace elements in human nutrition and health, World Health Organization, Genève, Zwitserland.
- WHO (1996b). Trace elements in human nutrition and health. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
- WHO (1998). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Addendum to Vol. 2, Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
- WHO (2000). Air quality guidelines for Europe, 2nd Ed. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. Regional Office for Europe, Copenhagen, Denemarken.
- WHO (2004a). Rolling revision of the WHO guidelines for drinking-water quality. Nickel. Summary statement. World Health Organization, WHO/SDE/WSH/04.08/55s, Genève, Zwitserland.
- WHO (2004b). Rolling revision of the WHO guidelines for drinking-water quality. Nickel in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. World Health Organization, WHO/SDE/WSH/04.08/123, Genève, Zwitserland.
- WHO (2005) Nickel in drinking-water. World Health Organisation, WHO/SDE/05.08/55, Genève, Zwitserland.

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

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 (BODEM)
 BIJLAGE 7: LAC-SIGNAALWAARDEN (NEDERLAND)
 BIJLAGE 8: OMREKENINGSFORMULES CONCENTRATIE-EENHEDEN PLANTEN

BIJLAGE 5: INVOERGEGEVENS NIKKEL

Parameter	Bestaande normering (20 °C)		Huidig voorstel (20 °C)	
Molmassa [g/mol]	58,7	-	58,7	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]	300	Thibault et al., 1990	646 ^(f) bij pH = 6	de Groot et al., 1998 en Janssen et al., 1996
D _{pe} [m ² /d]	nvt		nvt	
D _{pvc} [m ² /d]	nvt		nvt	
Diff. coëff. lucht [m ² /h]	nvt		nvt	
Diff. coëff. water [m ² /h]	nvt		nvt	
BCF _{wo} [-]	7.10 ⁻²	Bockting en van den Berg, 1992	5,0.10 ^{-2 (h)} (0,016)	Ruttens, 2005
BCF _{st} [-]	1.10 ⁻¹	Bocting en van den Berg, 1992	6,7.10 ^{-2 (h)} (0,039)	Ruttens, 2005
f _{acing} [-]	1.10 ^{-1 (a)}	Hassauer et al., 1993	5.10 ^{-2 (g)}	De Raeymaecker et al., 2005
f _{acinh} [-]	1	Standaard	1	Standaard
f _{exc} [-]	1	Standaard	1 ^(g)	De Raeymaecker et al., 2005
DAR _{volw} [l/h]	nvt		nvt	
DAR _{kind} [l/h]	nvt		nvt	

Parameter	Bestaande normering (20 °C)		Huidig voorstel (20 °C)	
Carc.	1 Ni-verb. (b) 2B Ni(0) (b)	WHO, 1993	1 Ni-verb. 2B Ni(0) A Ni- raffinagestof en Ni- subsulfide B2 Ni- carbonyl	IARC, 1990, 1999 US-EPA, 1997a,c US-EPA, 1997b
GW _{oraal} [mg/kg.d]	$2 \cdot 10^{-2}$ (b)	US-EPA, 1995	$2 \cdot 10^{-2}$ (b)	US-EPA, 1998
GW _{inhal.} [mg/kg.d]	$2 \cdot 10^{-2}$	Idem TDI _{oraal}	$2 \cdot 10^{-2}$ $7,14 \cdot 10^{-6}$ $5,71 \cdot 10^{-6}$	Idem TDI _{oraal} WHO, 1987, 2000 EC, 2004
GW _{lucht} [g/m ³]	$2,5 \cdot 10^{-8}$	WHO, 1987	$2,5 \cdot 10^{-8}$ $2,0 \cdot 10^{-8}$	WHO, 1987, 2000 EC, 2004
GW _{drw} [g/m ³]	$2 \cdot 10^{-2}$ (b) $5 \cdot 10^{-2}$ (b)	WHO, 1993 VI. Ex., 1989	$2 \cdot 10^{-2}$ $7 \cdot 10^{-2}$ (k)	WHO, 1998 WHO, 2005
GW _{plant} [mg/kg vg]	10 (c)	Kabata-Pendias en Pendias, 1992	$0,9$ (c)	Kabata-Pendias en Pendias, 1992
GW _{vlees} [mg/kg vg]	-		-	
AB _{oraal} [mg/kg.d]	$2,9 \cdot 10^{-3}$ (d)	WHO, 1991	Type II: $1,6 \cdot 10^{-3}$ (e) Type III: $1,8 \cdot 10^{-3}$ (e) Type IV en V: $1,9 \cdot 10^{-3}$	MAFF, 1999
AB _{inhal.} [mg/kg.d]	0		$1,77 \cdot 10^{-6}$ (l)	VMM, 2004

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

AB: achtergrondblootstelling.

(a): De absorptie van Ni via orale weg zou bij de mens 10% bedragen (Hassauer et al., 1993). De fractie via 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. De fractie via vlees bij type II werd weer gelijkgesteld aan 0,5 en er werd gebruik gemaakt van de 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.

(b): Nikkel is een carcinogeen bij inhalatoire blootstelling. Er is onvoldoende informatie over de carcinogeniteit van Ni via orale weg (WHO, 1993). Specifiek voor drinkwater werd door de WHO een TDI opgesteld, onder meer door rekening te houden met de grotere absorptie via drinkwater dan via de voeding. Daarom werd deze TDI niet gebruikt voor de blootstelling ten gevolge van bodemverontreiniging. De maximaal toegelaten concentratie aan Ni in

drinkwater in Vlaanderen bedraagt 50 µg/l (VI. Ex., 1989). Bij de berekeningen is de drinkwaterlimiet van de WHO gebruikt als grenswaarde (20 µg/l).

- ^(c): Fytotoxiciteit treedt op bij 10-100 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 0,9-9 mg/kg vg (cfr. bijlage 8). Kabata-Pendias en Pendias vermelden op basis van een studie van Macnicol en Beckett (1985) ook dat nikkelgehalten tot 50 mg/kg ds tolereerbaar zijn voor landbouwgewassen. Dit komt overeen met 4,5 mg/kg vg. Een oogstverlies van 10% is te relateren aan 10-150 mg nikkel/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) 20-30 mg/kg ds (plant) als grens gesteld voor effecten op de plantengroei bij gevoelige soorten.

Bij de berekeningen wordt rekening gehouden met een fytotoxische grens van 0,9 mg/kg vg.

Ter vergelijking: bij de vorige normering is rekening gehouden met volgende factoren (Cornelis en Geuzens, 1995):

toxische effecten in de plant: 10-100 mg/kg ds (plant);

BCF: 0,1 100-1.000 mg/kg ds (bodem).

- ^(d): De achtergrondblootstelling aan nikkel via de voeding bedraagt 200-300 µg/d, waarbij zo'n 100 µg/d afkomstig is van het gebruik van Ni-houdend keukengerei (WHO, 1991). De bijdrage van drinkwater en lucht is hierbij te verwaarlozen. Een achtergrondblootstelling van 200 µg/d wordt als basis genomen.

- ^(e): MAFF (1999) vermeldt in een 'totaal dieet'-studie dat de blootstelling van de populatie via de voeding geschat wordt op 130 µg Ni/d. Hieruit is een (basis) achtergrondblootstelling van 1,9 µg/kg d bepaald (70 kg). Zonder het standaardformularium te veranderen kan een mogelijke correctie uitgevoerd worden door een aangepaste (i.e. gereduceerde) achtergrondblootstelling in te voeren. Voor bestemmingstype II en III wordt de gecorrigeerde orale achtergrondblootstelling als volgt berekend: type II: [totale dagelijkse Ni-inname - 50%(groenten en fruit) - 50%(vlees en vleesproducten) - 100%(zuivel)]/70 en type III: [totale dagelijkse Ni-inname - 25%(groenten en fruit)]/70. Voor het aandeel van de verschillende voedingsproducten in de dagelijks voedselbesteding werd gebruik gemaakt van de gegevens van Ysart et al. (1999) vermeld in Tabel 8

Voor bestemmingstypes II en III wordt deze achtergrondblootstelling nog bijgesteld op basis van de consumptie van ter plaatse geproduceerde producten. De bijgestelde orale achtergrondblootstelling voor bestemmingstype II en III bedraagt respectievelijk 16 en $18 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d.

- ^(f): Voor Ni wordt voor de omrekening van de K_d in functie van de pH(CaCl_2 , 0,01 M) volgende omrekeningsformule gebruikt ($R^2 = 0,71$): $\log K_d = 1,31 + (0,25 \times \text{pH})$. Bij een standaardbodem wordt een K_d van 646 l/kg berekend.
- ^(g): Voor de transfer van Ni naar vlees wordt gebruik gemaakt van f_{acing} : 0,05 en f_{exc} : 1. Voor de overdracht naar melk wordt gerekend met een biotransferfactor ($2,7 \cdot 10^{-5}$ d/l).

^(h): 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 literatuurgegevens waarin de metaalopname voor verschillende consumptiegewassen werd bestudeerd. De berekende en geschatte BCF's voor de verschillende consumptiegewassen in het voedselpakket worden weergegeven in Tabel 5.¹

Tabel 5: Gemiddelde BCF waarden uit de studie van Ruttens (2005) (vet) en geschatte BCF's voor Ni voor de verschillende gewassen in het voedselpakket.

Gewassen		Gelijkstelling ¹	BCF ⁽²⁾
wortelgewassen en knolgewassen			
	aardappelen		0,051
	wortelen		0,026
	radijs	=aardappel	0,051
bladgewassen			
bolgewassen	uien		0,038
	prei	=ui	0,038
vruchtgewassen	tomaat		0,025
	komkommer		0,105
kool	bloemkool		0,041
	spruitjes	= kolen	0,041
bladgroenten	sla		0,081

¹ Voor de berekening van de BSN's wordt eveneens rekening gehouden met het relatief aandeel van de verschillende gewassen in het voedselpakket door middel van het gebruik van consumptiecorrectiefactoren (CCF). De gevolgde werkwijze wordt weergegeven in hoofdstuk 11.

	veldsla	= sla	0,081
	andijvie	= sla	0,081
	spinazie	= sla	0,081
	witlof	= sla	0,081
	selderij	= sla	0,081
peulvruchten	bonen		0,14
	erwten	= bonen	0,14

¹: Gelijkstellingsregels gebruikt voor het schatten van de ontbrekende BCF; 2) BCF op basis van droge stofgehaltenes

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 formularium Vlier-Humaan worden beide gewogen BCF's uiteindelijk gebruikt voor de berekeningen van de BSN's.

Omdat de BCF's uit de literatuur werden afgeleid op basis van gegevens voor niet-aangerijkte gronden, vormen ze mogelijk een overschatting voor de BCF voor aangerijkte gronden. Daarom werd, in onderling overleg U. Hasselt/VITO, afgesproken de originele BCF afgeleid in Ruttens (2005) te behouden in het concentratiegebied < 4x Vlarebo achtergrondwaarde voor het desbetreffende metaal en voor metaal concentraties > 4x de oorspronkelijke BCF te delen met een metaalspecifieke correctiefactor. De wijze waarop de gewogen BCF en de correctiefactoren werden bepaald, wordt beschreven in een additioneel hoofdstuk toegevoegd aan Ruttens (2005).

Concreet voor Ni betekent dit dat de gerapporteerde BCF voor wortelgewassen (Ruttens, 2005) gecorrigeerd werden met een factor 3,14 en met een factor 1,7 voor bladgewassen.

Voedergewassen: Voor de berekening van de concentraties in voedergewassen (indirecte blootstelling via vee) werd een BCF van 0,098 voor grassen (Ruttens, 2005) gebruikt.

⁽ⁱ⁾: Voor de berekening van de representatieve jaargemiddelde Ni-concentratie in de buitenlucht van Vlaanderen (i.e. 6,2 ng/m³; VMM; 2004) zijn de data m.b.t. de ferro- en de non-ferro industrie niet meegenomen. Uit dit gemiddelde is een inhalatoire achtergrondblootstelling afgeleid (20 m³, 70 kg) van $1,77 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.d.

^(j): Er werd gekozen voor de RfD van US-EPA en niet voor de orale TDI van WHO omdat deze laatste is afgeleid a.h.v. proeven met drinkwater (analoge redenering als vorige evaluatie).

^(k): De aanvankelijke WHO-drinkwaterrichtlijn (20 µg/l) voor Ni (WHO, 1998) werd gehandhaafd hoewel de waarde recentelijk werd opgetrokken tot 70 µg/l

(WHO, 2005). Gelet op de beschikbare data wordt verondersteld dat ze voldoende bescherming biedt voor de volksgezondheid. Aangezien er nog onzekerheden bestaan inzake de perinatale mortaliteit wordt de richtlijn wel als provisorisch beschouwd. De maximaal toegelaten concentratie aan Ni in drinkwater in Vlaanderen bedraagt volgens het Besluit van de Vl. Ex. (1989) 50 µg/l. De Europese Richtlijn 98/83/EG legt echter een strengere waarde op, nl. 20 µg/l (idem WHO-drinkwaterrichtlijn 1998).

Tabel 1A: 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