

**Basisinformatie voor
risicoevaluaties. Deel 1-H
Werkwijze voor het opstellen
van bodemsaneringsnormen
Aanpassingen 2013**

**SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER**



**Basisinformatie voor
risico-evaluaties
DEEL 1-H - Werkwijze voor
het opstellen van
bodemsaneringsnormen -
Aanpassingen 2013**



Documentbeschrijving

1. Titel publicatie

Basisinformatie voor risico-evaluaties DEEL 1-H - Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen - Aanpassingen 2013

2. Verantwoordelijke Uitgever

Danny Wille, OVAM, Stationsstraat 110, 2800 Mechelen

3. Wettelijk Depot nummer

4. Aantal bladzijden

35

5. Aantal tabellen en figuren

1 tabel, 2 figuren

6. Prijs*

0 euro

7. Datum Publicatie

augustus 2013

8. Trefwoorden

Bodemverontreiniging, bodemsaneringsnormen, risico-evaluatie

9. Samenvatting

Basisinformatie voor risico-evaluaties geeft informatie voor normstelling en het uitvoeren van risico-evaluaties bij bodemverontreiniging. In dit deel wordt de methodologie beschreven die gevolgd wordt bij het opstellen van bodemsaneringsnormen. Versie augustus 2013 van dit document omvat beperkte aanpassingen omwille van de vervanging van Vlier-Humaan door S-Risk.

10. Begeleidingsgroep en/of auteur

Vlaamse Instelling voor technologisch onderzoek (Vito) (Jeroen Provoost, Christa Cornelis)
Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse gewest (OVAM) (Griet Van Gestel, Raf Engels)

11. Contactperso(n)en

Griet Van Gestel, Sandra De Loore, Veerle Arren, Johan Ceenaeme

12. Andere titels over dit onderwerp

Basisinformatie voor risico-evaluaties – Deel 2-H - Uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-evaluatie – Aanpassingen 2013
S-Risk Technical Guidance Document
S-Risk stoffenfiches

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>

Inhoudsopgave

Lijst van afkortingen en symbolen 4

Lijst met aanpassingen versie Augustus 2013 7

1	Inleiding	9
1.1	Algemeen	9
1.2	Deel 1H: opstelling van bodemsaneringsnormen	11
2	Opstellen van bodemsanerings-normen als toetsingswaarde.....	13
2.1	Werkwijze	14
2.2	Bepalen van de achtergrondwaarden	16
2.3	Informatieverzameling over de betreffende stof	16
2.3.1	Fysico-chemische eigenschappen	17
2.3.2	Bronnen	18
2.3.3	Voorkomen in het milieu en humane blootstelling	18
2.3.4	Gedrag in de bodem	19
2.3.5	Ecotoxicologie	21
2.3.6	Humane toxicologie	22
2.3.7	Wetgeving	26
2.4	Bodemsaneringsnorm op basis van humane blootstelling.....	27
2.4.1	Berekening van de bodemsaneringsnormen	27
2.4.2	Vergelijking met buitenlandse normen	30
2.5	Bodemsaneringsnorm op basis van ecotoxicologie	30
2.6	Bodemsaneringsnorm op basis van uitloging	30
2.7	Integratie van de normen en aanvullende bijstellingen.....	31
3	Literatuur	32
	BIJLAGE A: Afleiding bodemsaneringsnorm mogelijke indeling rapport	35

Lijst van afkortingen en symbolen

$AD_{1/10}^5$	Aanvaarde Dosis overeenkomend met een extra kankerrisico van 1 op 100.000 levenslang blootgestelden (mg/kg.d)
AD	Aanvaarde dosis
ADI	Aanvaardbare Dagelijkse Inname
A_i	Aanvaardbare blootstelling van component i
ATSDR	US Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BCF	bioconcentratiecoëfficiënt; verhouding tussen concentratie in de plant (wortel of stengel) en concentratie in de bodem ((mg/kg ds)/(mg/kg ds))
BPA	Bijzonder Plan van Aanleg
BSN	BodemSaneringsNorm
CAS	Chemical Abstracts (registry) System number
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
CF	Correctiefactor
CSF	Cancer Slope Factor
CSM	Conceptueel Site Model
DAR	Dermale absorptiesnelheid
D_{air}	Diffusieconstante in lucht
D_w	Diffusieconstante in water
EC_{50}	Effectconcentratie waarbij 50 % van de blootgestelde populatie een effect ondervindt
E	Effect
EPA	Environmental Protection Agency
EU	Europese Unie
f_{acing}	geabsorbeerde fractie via ingestie
f_{ainh}	geabsorbeerde fractie via inhalatie
f_{excr}	uitgescheiden fractie
f_{nd}	Niet-gedisassocieerde fractie
H	Henry-coëfficiënt
IARC	International Agency for Research on Cancer
IRIS	Integrated Risk Information System (EPA)

KB	Koninklijk Besluit
K _{oc}	organisch koolstof-water verdelingscoëfficiënt
K _{ow}	octanol-water verdelingscoëfficiënt
L	Lethaliteit
LD ₅₀	Lethale dosis waarbij 50% van de blootgestelde populatie sterft
LD ₁₀	Laagste lethale dosis
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration
MRL	Minimal Risk Level
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico
MW	Moleculair Gewicht
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
NOEC	No Observed Effect Concentration
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
OVAM	Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest
pH	zuurtegraad
pKa	Dissociatieconstante
Q	Dagelijkse waterinname
RF	Reductiefactor
RfC	Reference Concentration (inhalatie), term geïntroduceerd door USEPA in plaats van TCA
RfD	Reference Dose (oraal), term geïntroduceerd door USEPA in plaats van TDI
RI	Risico-index
RIVM	Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu
PC	Prioritaire Contaminant
QA/QC	Quality Assurance and Quality Control
S	Oplosbaarheid
SAP	Standaard Analyse Pakket
SG	Soortelijk gewicht

TCL	Toelaatbare Concentratie Lucht
TCA	Tolerable Concentration Air
TDI	Toelaatbare dagelijkse Inname
TWA	maximaal toelaatbare concentratie op de arbeidsplaats (g/m ³ of ppm)
UBA	Umwelt Bundesamt
USEPA	United States Environmental Protection Agency
Vlarebo	Vlaams reglement betreffende de bodemsanering geeft uitvoering aan de bepalingen van het bodemsaneringsdecreet. Het Vlarebo werd reeds meermaals gewijzigd.
VITO	Vlaamse instelling voor technologisch onderzoek
VLIER-Humaan	Vlaams Instrument voor de Evaluatie van Risico's - Humaan
VP	Dampdruk
W	lichaamsgewicht
WHO	Wereldgezondheidsorganisatie

Lijst met aanpassingen versie Augustus 2013

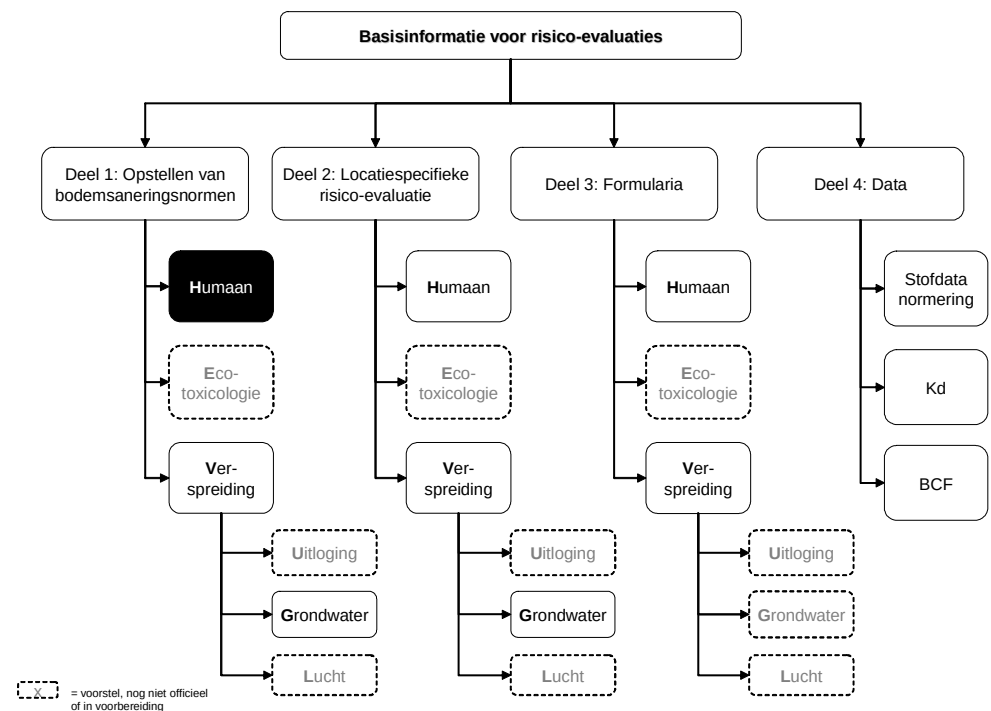
- p 9: Inleiding: Eerste paragraaf toegevoegd.
- p 10: toegevoegd: '*... dd. April 2004 bood ...*'.
- p 10: twee paragrafen toegevoegd: '*Delen 3 en 4 ... in Annex IV hiervan.*'.
- p 13: 'Deel 3: Het formulairium Vlier-Humaan' met standaardinstellingen voor de parameters. De standaardinstellingen zijn opgenomen in Bijlage A.' vervangen door '*het "S-Risk Technical Guidance Document" en de parameterwaarden opgenomen in Annex IV van dit document.*'
- p 13: 'ongezuiverd grondwater' vervangen door '*in S-Risk wordt voor landbouw aangenomen dat leidingwater geconsumeerd wordt door de bewoners; dieren krijgen ongezuiverd grondwater als drinkwater.*'
- p 14: verwijderd: 'Het bestemmingstype natuur is niet opgenomen in de tabel omdat de normen worden verkregen met behulp van ecotoxicologische data.'
- p 14: 'blootstellingsroutes' vervangen door '*blootstellingswegen*'.
- p 14, eerste paragraaf: 'drinkwater' vervangen door '*water voor vee*'.
- p 14: verwijderd: 'Hiervoor wordt bij dit bestemmingstype de concentratie in het grondwater standaard op 1/10 van de concentratie in het poriewater gesteld. Verblijftijden op het terrein zijn pragmatisch opgesteld.'
- p 14: verwijderd: 'Tevens wordt het rechtstreeks gebruik van ongezuiverd grondwater niet meegenomen. Hierdoor is verontreiniging van drinkwater enkel mogelijk via permeatie door leidingen.'
- p 17: toegevoegd aan bovenste paragraaf '*Rapportage van de gegevens gebeurt in een formaat gelijk aan dat van de stoffenfiches van S-Risk.*'
- p 19 en verder: 'Vlier-humaan' vervangen door '*S-Risk*'.
- p 20: 'uit de K_{ow} berekende BCF' vervangen door '*uit de stofeigenschappen berekende plantopname*'.
- p 20: verwijderd: 'Voor plantopname zal in hoofdzaak een literatuuropzoeking gebeuren.'
- p 20: toegevoegd: '*...melk en orgaanvlees.*'
- p 24: toegevoegd boven vergelijking 1: '*Waar Vlier-Humaan gebruik maakte van het begrip AD (hoewel ingevoerd onder TDI), gebruikt S-Risk de hellingsfactoren en eenheidsrisico's.*'
- p 24: toegevoegd onder vergelijking 1: '*In een aantal gevallen maken we voor carcinogenen zonder drempel toch gebruik van een soort drempelwaarde, we noemen dit een pseudo-drempel.*'

- p 27: '... is terug te vinden in Bijlage A van dit document, het document "Deel 3: Het formularium Vlier-Humaan" en in de on-line help van Vlier-humaan.' vervangen door '*...het S-Risk Technical Guidance Document, de bijhorende Annex IV en de S-Risk stoffenfiches.*'
- p 27: 'Bijlage A: Basis- en bestemmingstype afhankelijke gegevens.' vervangen door '*Annex IV van het S-Risk Technical Guidance Document.*'
- p 27-29: verschillende aanpassingen in de paragraaf 'Toetsing humane toxicologie'
- p 31: 'Een voorbeeld is weergegeven in Bijlage D' vervangen door '*Hiervoor kan gebruik gemaakt worden van het rapport gegenereerd door S-Risk.*'
- Bijlagen A, C en D van de versie April 2004 zijn verwijderd.

1 Inleiding

Voorliggend document houdt een beperkte wijziging in van het document “Basisinformatie voor risico-evaluaties – Deel 1-H - Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen”, dd. April 2004, uitgegeven door de OVAM. De wijzigingen zijn het gevolg van de vervanging van het Vlier-Humaan model door het S-Risk model voor het berekenen van bodemsaneringsnormen en het uitvoeren van locatiespecifieke risicobeoordelingen. De wijzigingen hebben alleen tot doel te zorgen voor consistentie en duidelijkheid in de te gebruiken modellen en data. In de toekomst is een meer uitgebreide, inhoudelijke herziening van dit document noodzakelijk, evenals een afstemming met de actuele wetgeving.

Dit document beschrijft “Deel 1: werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen” en maakt integraal deel uit van de basisinformatie voor humane risico-evaluatie. In Figuur 1 wordt een overzicht gegeven van de basisinformatie voor risico-evaluaties en de daarmee verbonden blokken.



Figuur 1. Verschillende delen van de basisinformatie voor risico-evaluaties in Vlaanderen

In dit deel 1-H (humaan) wordt ingegaan op het opstellen van een bodemsaneringsnorm voor niet genormeerde stoffen.

1.1 Algemeen

Het bodemsaneringsdecreet (OVAM, 1995) voorziet in het gebruik van achtergrondwaarden en bodemsaneringsnormen. De achtergrondwaarden

fungeren als primaire saneringsdoelstelling. De bodemsaneringsnormen zijn het toetsingscriterium voor saneringsnoodzaak in geval van nieuwe bodemverontreiniging. Overeenkomstig de praktijk bij OVAM hebben de bodemsaneringsnormen ook een functie naar opname in het register van verontreinigde gronden en als één van de criteria voor het bepalen van ernstige aanwijzingen voor ernstige bedreiging in geval van historische bodemverontreiniging. Voor de bepaling van ernstige bedreiging dient de deskundige onder meer een risico-evaluatie uit te voeren.

Sinds de eerste publicatie van het bodemsaneringsdecreet en de Vlarebo zijn een aantal technische documenten beschikbaar gesteld, waarin informatie te vinden is omtrent de normstelling en de uitvoering van risico-evaluaties. Het betreft de documenten “Basisinformatie voor risico-evaluaties” (OVAM, 1996.) en “Procedure voor beschrijvend bodemonderzoek” (OVAM, 2000).

De “Basisinformatie voor risico-evaluaties” dd. April 2004 bood een bredere invalshoek, en bestaat uit verschillende delen:

- Deel 1: Werkwijze voor het opstellen van achtergrondwaarden en bodemsaneringsnormen: in dit deel wordt voorzien in een beschrijving van de methodologie, die gehanteerd wordt bij het opstellen van bodemsaneringsnormen voor niet genormeerde stoffen. De doelstelling is het creëren van transparantie bij de methodiek;
- Deel 2: Handleiding bij het uitvoeren van locatiespecifieke risico-evaluaties: dit deel heeft tot doel een uniform en gestructureerd kader te creëren voor het optimaal uitvoeren van locatiespecifieke risico-evaluaties of het afleiden van locatiespecifieke risicogrenswaarden. Het bevat basisbegrippen en een logische werkwijze vertrekkend van het principe van de opmaak van een conceptueel model. De handleiding bestaat nu uitsluitend uit het deel humane risico's, maar zal vervolledigd worden met de delen ecotoxicologische risico's en verspreiding (uitloging, grondwater en lucht) zodra deze beschikbaar zijn.
- Deel 3: Formularium van Vlier-Humaan: dit deel bevat de formules zoals ze opgenomen zijn in de software Vlier-Humaan, met inbegrip van de parameterwaarden en de gegevens voor de Vlarebo-stoffen, alsmede een overzicht van de verschillende landgebruikstypes landbouw, wonen, recreatie en industrie. In de toekomst zullen hier ook de formules voor ecotoxicologie en verspreiding opgenomen worden. Bijlage A van deel 1 levert ook nuttige informatie voor deel 3.
- Deel 4: Data: dit deel bevat voor elke Vlarebo-parameter een kort overzicht van de stofdata plus bijkomende criteria (bijstellingen) die de norm bepaald hebben. Ook wordt dieper ingegaan op specifieke data, zoals BCF of Kd bepaling die zowel bij normering als site specifieke risico-evaluatie van belang kan zijn. Op termijn kunnen hier nog delen bijkomen.

Delen 3 en 4 omvatten de formules, parameterwaarden en de stoffengegevens zoals gebruikt bij het opstellen van bodemsaneringsnormen tot en met december 2012. Voor het uitvoeren van risicobeoordelingen en het berekenen van locatiespecifieke toetsingswaarden vanaf **1 oktober 2013** gelden de formules, parameterwaarden en stoffengegevens zoals beschreven in volgende documenten (<https://www.s-risk.be/documents>):

- “S-Risk Technical Guidance Document”: dit document omvat de formules zoals geïmplementeerd in het S-Risk model; Annex IV bij dit rapport bevat

ook de standaardwaarden van applicatie I in S-Risk (toepassing voor het berekenen van bodemsaneringsnormen);

- “S-Risk stoffenfiches”: de stoffenfiches omvatten de gegevens van de stoffen zoals opgenomen in het S-Risk model; versie 2013 is in grote lijnen een kopie van de stoffenfiches zoals opgenomen in “Basisinformatie voor risico-evaluaties - Deel 4 – Stofdata normering”; er zijn beperkte wijzigingen omwille van enkele fouten en omwille van een aantal nieuw ingevoerde parameters.

Voor de berekening van nieuwe bodemsaneringsnormen (bij herziening van gegevens of voor nieuwe stoffen) wordt vanaf **1 oktober 2013** eveneens gebruik gemaakt van de formules in het S-Risk Technical Guidance Document en de parameterwaarden in Annex IV hiervan.

Bij het opstellen van de basisinformatie is rekening gehouden met of wordt verwezen naar andere reeds bestaande informatie uit onder andere:

- OVAM, 1996. Basisinformatie voor risico-evaluatie, publicatienummer D/1996/5024/19, 1996b, juli 1996.
- OVAM, 2002. Oriënterend bodemonderzoek: standaardprocedure - juni 2002, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie “publicaties” met zoekterm “oriënterend bodemonderzoek”.
- OVAM, 2000. Beschrijvend bodemonderzoek. Standaardprocedure, publicatienr. D/2000/5024/13, juni 2000, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie “publicaties” met zoekterm “beschrijvend bodemonderzoek”.
- OVAM, 2001. Code van goede praktijk voor bemonstering van grond, grondwater, bodemvocht, bodemlucht en waterbodems, publicatienr. D/2001/5024/13, september 2001.
- Provoost J. et al., 2000. Evaluatie van modellen en meetmethoden voor bepaling van binnenluchtkwaliteit bij bodemverontreiniging, Vito, publicatienr. 2000/IMS/R/193, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie “publicaties” met zoekterm “binnenluchtkwaliteit”.
- Smolders E., Degryse F., De Brouwere K., Van Den Brande K., Cornelis C., Seuntjens P., 2000. Bepaling van veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen bij bodemverontreiniging in Vlaanderen, Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium voor Bodemvruchtbaarheid en Bodembioïologie, Vito, Expertisecentrum Integrale Milieustudies, Oktober 2000, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie “publicaties” met zoekterm “veldgemeten verdelingsfactoren”.

1.2 Deel 1H: opstelling van bodemsaneringsnormen

Deel 1 omvat de werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen. Op dit moment is voornamelijk het humane blok uitgewerkt, zoals in Figuur 1 aangegeven. Het blok rond ecotoxicologie en verspreiding krijgt op termijn nadere invulling. Hoofdstuk 2 beschrijft de werkwijze met verschillende stappen die leiden tot een bodemsaneringsnorm voor bodem en grondwater. De normen voor nog niet genormeerde stoffen kunnen worden opgevat als voorlopige- of richtnormen omdat

deze wettelijk nog niet zijn bekrachtigd en opgenomen in de Vlarebo. In bijlage zijn de nodige voorbeelden ingevoegd.

2 Opstellen van bodemsaneringsnormen als toetsingswaarde

In dit hoofdstuk wordt een werkwijze beschreven, die kan worden gevolgd voor het opstellen van bodemsaneringsnormen. De berekende bodemsaneringsnormen, die het resultaat zijn van de gevolgde werkwijze kunnen direct toegepast worden voor bodemverontreinigingen als het een nog niet genormeerde stof betreft. Voor normering van nieuwe stoffen, waarvoor nog geen norm in Vlarebo is opgenomen, kan de voorlopige bodemsaneringnorm c.q. toetsingswaarde worden opgesteld voor zowel het vaste deel van de aarde als het grondwater.

De bodemsaneringsnormen c.q. toetsingswaarden worden berekend met behulp van het formularium zoals beschreven in het "S-Risk Technical Guidance Document" en de parameterwaarden opgenomen in Annex IV van dit document.

Per bestemmingstype zijn er specifieke instellingen voor tijdsverdeling en blootstellingsroutes.

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van de typische kenmerken per scenario die vervolgens kort worden besproken.

Blootstellingsweg	Landbouw	Wonen	Dagrecreatie	Verblijfsrecreatie	Zware industrie	Lichte industrie
Letter	II	III	IV	IV	V	V
Orale weg						
Inname van bodem- en stofdeeltjes	X	X	X	X	X	X
Verbruik van groenten	X	X				
Verbruik van vlees en melk	X					
Verbruik van drinkwater	X*	X		X	X	
Dermale weg						
Dermaal contact met bodem- en stofdeeltjes	X	X	X	X	X	X
Dermaal contact bij baden	X	X		X		
Inhalatoire weg						
Inademing van bodem- en stofdeeltjes	X	X	X	X	X	X
Inademing van vervluchtigde stoffen	X	X	X	X	X	X
Inademing na vervluchtiging uit water bij douchen	X	X		X		
Receptor						
Kind	X	X	X	X		
Volwassene	X	X	X	X	X	X
Verblijftijd						
Vrijwel permanent	X	X				
Arbeidsduur					X	X
Overdag, beperkte uren			X			
Overdag en s'nachts, beperkte periode				X		

* In S-Risk wordt voor landbouw aangenomen dat leidingwater geconsumeerd wordt door de bewoners; dieren krijgen ongezuiverd grondwater als drinkwater

Tabel 1: Kenmerken per scenario

Het bestemmingstype landbouw geldt voor landelijke gebieden. Alle blootstellingswegen worden meegenomen. Ook wordt aangenomen dat grondwater direct ongezuiverd als water voor vee wordt gebruikt. Er wordt rekening gehouden met de aanwezigheid van zowel kinderen als volwassenen.

Het bestemmingstype woonzone geldt voor woongebieden. Alle blootstellingswegen, behalve verbruik van vlees en melk, worden meegenomen. De verblijftijden op een terrein met bestemming woonzone zijn overeenkomstig aan deze van landbouw. Er wordt rekening gehouden met de aanwezigheid van zowel kinderen als volwassenen.

Het bestemmingstype recreatie geldt voor gebieden met dag- en verblijfsrecreatie. Voor dagrecreatie worden de blootstellingswegen verbruik van drinkwater, inhalatie via baden / douchen, dermaal contact via baden / douchen en verbruik van gewassen, vlees en melk niet meegenomen. De overige wegen worden in rekening gebracht. De verblijftijd gaat uit van beperkte aanwezigheid voor spelen of sporten. Voor verblijfsrecreatie worden alle blootstellingswegen behalve verbruik van gewassen, vlees en melk meegenomen. Voor de verblijftijd wordt vertrokken van de veronderstelling van verblijf gedurende een bepaalde periode, zowel overdag als 's nachts. Er wordt rekening gehouden met de aanwezigheid van zowel kinderen als volwassenen.

Het bestemmingstype industrie geldt voor industriegebied met lichte (kantoren, winkels) en zware (zware industriële activiteiten, voornamelijk buiten) activiteiten. Voor industrie met lichte en zware activiteiten worden de blootstellingswegen inhalatie via baden, dermaal contact via douchen en verbruik van gewassen, vlees en melk niet meegenomen. De overige wegen worden in rekening gebracht. Bij industriegebied wordt aangenomen dat kinderen niet op het terrein verblijven en dat volwassenen enkel gedurende werkdagen op het terrein vertoeven. Het voornaamste verschil tussen industrie met lichte en zware activiteiten zit in de tijdsverdeling op het terrein. Bij industrie met licht activiteit wordt tijdens de werkdagen meer tijd binnen gespendeerd dan bij industrie met zware activiteit.

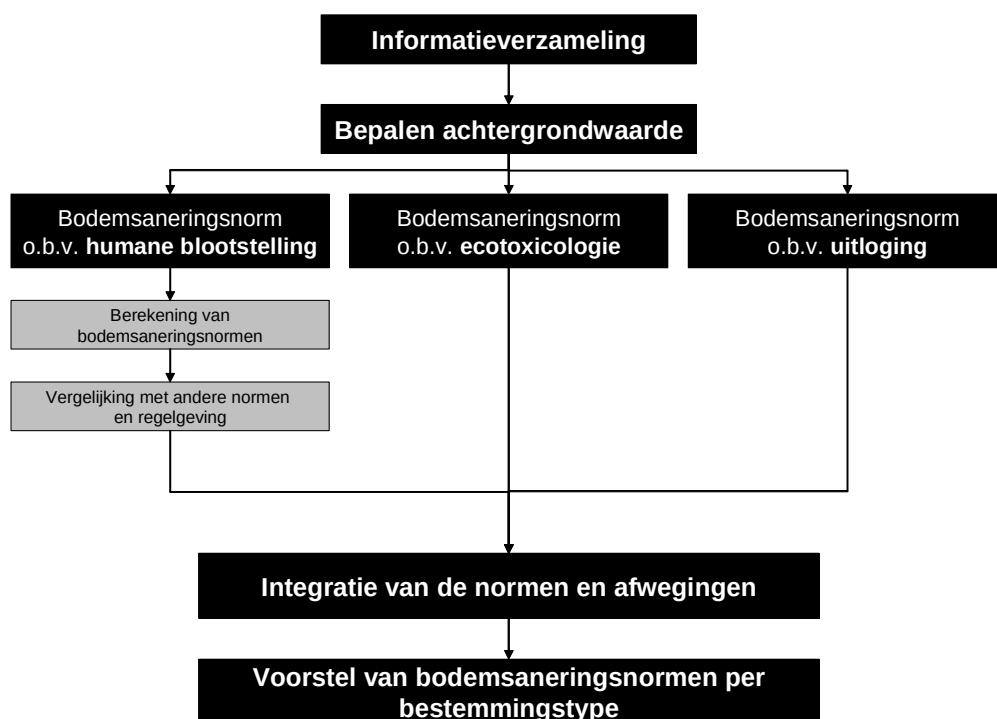
2.1 Werkwijze

De procedure voor het opstellen van de bodemsaneringsnormen omvat volgende stappen:

1. Informatieverzameling over de betreffende stof
 - Fysico-chemische eigenschappen
 - Bronnen
 - Voorkomen in het milieu en humane blootstelling
 - Gedrag in de bodem
 - Humane toxicologie
 - Wetgeving
2. Bepalen achtergrondwaarden
3. Bodemsaneringsnorm op basis van humane blootstelling

- Berekening van bodemsaneringsnormen en bespreking van de berekeningen
 - Vergelijking met buitenlandse normeringen
4. Bodemsaneringsnormen op basis van ecotoxicologie
 5. Bodemsaneringsnormen op basis van uitloging
 6. Integratie van de normen en afwegingen

In Figuur 2 worden de stappen aangegeven die leiden tot een bodemsaneringsnorm voor ieder bestemmingstype.



Figuur 2: Stappen in het opstellen van een bodemsaneringsnorm

De verschillende stappen voor het bepalen van de bodemsaneringsnorm op basis van humane blootstelling, ecologie en uitloging worden hierna in detail besproken. De verzamelde informatie, de verwerking van deze informatie en de berekeningen kunnen bijvoorbeeld worden gerapporteerd zoals in “BIJLAGE A: Afleiding bodemsaneringsnorm mogelijke indeling rapport”. De indeling is ter illustratie en geeft voornamelijk de te rapporteren items aan. Voor het bepalen van de bodemsaneringsnormen op basis van ecotoxicologie en uitloging zijn richtlijnen in ontwikkeling en in hoofdstuk 2.5 en 2.6 komt dit kort ter sprake.

2.2 Bepalen van de achtergrondwaarden

In hoofdstuk III, afdeling 1 (algemene principes), artikel 8, §1 van het bodemsaneringsdecreet worden achtergrondwaarden omschreven als:

De achtergrondwaarden worden door de Vlaamse regering vastgesteld en beantwoorden aan het gehalte aan verontreinigende stoffen of organismen op of in de bodem, dat als normale achtergrond in niet-verontreinigde bodems met vergelijkbare bodemkenmerken teruggevonden wordt.

De achtergrondwaarden voor de bodem zijn onafhankelijk van de bestemming. Bij bepaalde groepen stoffen wordt wel rekening gehouden met het bodemtype. Een volledig natuurlijke achtergrond kan in de praktijk niet meer teruggevonden worden. Wegens de alomtegenwoordige diffuse verontreiniging, worden ook op “niet-verontreinigde” terreinen concentraties van stoffen aangetroffen, die hoger liggen dan de natuurlijke achtergrond. Bij het vastleggen van de achtergrondwaarden, wordt deze verhoging als gevolg van antropogene beïnvloeding deels meegenomen. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen van nature in de bodem aanwezige stoffen, waarvan metalen onder meer typische vertegenwoordigers zijn, en stoffen van vrijwel uitsluitend antropogene oorsprong, wat meestal het geval is voor organische verbindingen. De natuurlijke gehalten van metalen in de bodem zijn gerelateerd aan het bodemtype. Om rekening te houden met natuurlijke variatie en achtergrondverontreiniging, wordt een statistische benadering gevolgd. Bij de organische verbindingen wordt in principe de achtergrondwaarde op het niveau van de aantoonbaarheidslimiet gelegd. Uit de praktijk blijkt echter dat een aantal stoffen door diffuse verontreiniging en persistentie ook in onverdachte gebieden voorkomt. In deze gevallen wordt rekening gehouden met de achtergrondaanrijking. Ook hier wordt een statistische benadering gevolgd. Er wordt geen relatie gelegd met de bodemeigenschappen, aangezien dit niet relevant is voor stoffen van antropogene oorsprong.

De data voor het bepalen van de achtergrondwaarden worden verkregen via metingen door (overheids)instanties of uit de wetenschappelijke literatuur. Bij voorkeur worden Vlaamse meetgegevens gebruikt en indien geen meetgegevens in het vaste deel van de aarde of het grondwater beschikbaar zijn voor Vlaanderen wordt ook wel gekeken naar de aantoonbaarheidsgrens van de standaard analytische technieken volgens de huidige stand van de techniek.

2.3 Informatieverzameling over de betreffende stof

Voor de informatieverzameling worden telkens de bronnen aangegeven waar specifieke informatie kan gevonden worden. Ook algemene opzoeken op internet kunnen tot nuttige informatie leiden. In dit geval wordt de kwaliteit van de data kritisch beoordeeld (i.e. kunnen traceerbare referenties naar publicaties gevonden worden; van welke instantie zijn de data, ...). Verder verdient het steeds aanbeveling om ook literatuuropzoeken via wetenschappelijke databanken uit te voeren.

voeren voor de meer gedetailleerde informatie. Verder wordt bij de rapportage aandacht besteed aan uniformiteit in de eenheden van de opgegeven parameters. Rapportage van de gegevens gebeurt in een formaat gelijk aan dat van de stoffenfiches van S-Risk.

2.3.1 Fysico-chemische eigenschappen

Voor de stof(fen) onder beschouwing worden volgende gegevens verzameld:

- Chemische formule
- Molmassa
- Naam
- IUPAC-naam
- CAS-nummer
- Oplosbaarheid (S)
- Dampdruk (D)
- Henry-coëfficiënt (H)
- octanol-waterverdelingscoëfficiënt (K_{ow})

Voor oplosbaarheid, dampdruk, Henry-coëfficiënt kunnen overzichtswerken en databanken op internet gebruikt worden. Het betreft hier onder andere:

- Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals (3rd ed.), door Verschueren, K.
- Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals (volumes I – V), door Mackay, D.
- IUCLID CD-ROM, gepubliceerd door ECB (<http://ecb.ei.jrc.it>)
- Syracuse Research Corporation (SRC) (<http://esc.syrres.com/>)
- Chem finder, (<http://www.chemfinder.com>)

Indien hieruit onvoldoende informatie bekomen wordt (betrouwbaarheid, uiteenlopende data), dan worden de oorspronkelijke literatuurreferenties opgevraagd en/of wordt een bijkomende literatuurzoekning uitgevoerd, via een bibliotheek of via literatuur databanken zoals bijvoorbeeld het Web of Science, Elsevier ScienceDirect of Syracuse Research Corporation.

Voor de fysicochemische eigenschappen wordt over het algemeen een reeks data gevonden. De verschillende data worden opgelijst met de bedoeling hieruit de meest geschikte waarde af te leiden. Voor de parameters oplosbaarheid, dampdruk en Henry-coëfficiënt worden bij voorkeur data bij dezelfde temperatuur geselecteerd. Dit zal over het algemeen 20 °C of 25 °C zijn.

De beste puntschatting van een populatie waarnemingen hangt af van de verdeling van de waarnemingen. Een statistische test op normaliteit moet daarbij uitwijzen of de data al dan niet normaal verdeeld zijn. Deze testen of grafische technieken zijn beschikbaar in de courante statistische pakketten zoals Statistica®. Indien de test uitwijst dat de data normaal verdeeld zijn dan is een rekenkundig gemiddelde een

goede puntschatter. De meest voorkomende alternatieve verdeling is de lognormale verdeling: goede puntschatters voor een lognormale verdeling zijn een geometrisch gemiddelde of een gemiddelde berekend na logaritmische transformatie van de data.

Indien onvoldoende data beschikbaar zijn voor de selectie van een Henry-coëfficiënt, kan een berekening in Vlier-humaan gebeuren uitgaande van dampdruk en oplosbaarheid. Ook voor de diffusiecoëfficiënten in water en lucht kan op basis van de molmassa door Vlier-Humaan een diffusiecoëfficiënt berekend worden.

2.3.2 Bronnen

Dit hoofdstuk heeft tot doel een beschrijving te geven van de bronnen, die aanleiding geven tot de aanwezigheid van de beschouwde stof(fen) in het milieu, en meer specifiek in de bodem. Het hoofdstuk besteedt aandacht aan natuurlijke en antropogene bronnen.

Informatie kan gevonden worden in:

- Environmental Health Criteria (WHO, <http://www.who.int/home-page/>)
- Syracuse Research Corporation (SRC) (<http://esc.syrres.com/>)
- International Programme on Chemical Safety (<http://www.inchem.org/>)
- Europese stofdossiers (EU, http://www.europa.eu.int/index_en.htm)
- Environmental Protection Agency (EPA) (<http://www.epa.gov/>)
- Mira rapporten (<http://www.vmm.be>)

2.3.3 Voorkomen in het milieu en humane blootstelling

Dit hoofdstuk beschrijft de concentraties van de beschouwde stof(fen) in het milieu met als doel hieruit een achtergrondblootstelling voor de mens af te leiden en de achtergrondconcentratie in lucht en bodem in Vlaanderen te bepalen. De concentraties in het milieu worden opgezocht voor de compartimenten lucht, bodem, water en voeding.

Voor Vlaanderen kan informatie gevonden worden in:

- Rapporten VMM (lucht, <http://www.vmm.be>)
- Eetwareninspectie, WIV (voeding, <http://minsoc.fgov.be/>)

Algemene informatie wordt gevonden in:

- Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations (<http://www.inchem.org/>)

Tevens wordt informatie opgezocht over de gemiddelde blootstelling van de algemene bevolking via lucht, water, voeding en andere bronnen. De te raadplegen bronnen zijn:

- België
 - o Rapporten VMM (lucht, <http://www.vmm.be>)
 - o Eetwareninspectie, WIV (voeding, <http://minsoc.fgov.be/>)
- EU
 - o Algemeen: http://www.europa.eu.int/index_en.htm
 - o SCOOP-rapporten via <http://europa.eu.int/eclas/> en <http://www.eu.int>
 - o Scientific Committee on Food: http://www.europa.eu.int/comm/food/index_en.html
- Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations (<http://www.inchem.org/>)
- Groot-Brittannië (Food Surveillance Sheets, <http://www.maff.gov.uk/foodrin/fdindx.htm> en <http://www.foodsafety.gov/>)
- WHO (Environmental Health Criteria, Drinking Water Guidelines, Air Quality Guidelines, <http://www.who.int/home-page/>)
- US-Water Quality Association (<http://www.wqa.org/>)

Wetenschappelijke publicaties leveren ook vaak nuttige informatie op over de voorvermelde milieu en humane achtergrondblootstelling.

2.3.4 Gedrag in de bodem

In dit deel wordt informatie verzameld met betrekking tot volgende parameters en processen:

- beschrijving van de belangrijkste verspreidingswegen bij bodemverontreiniging;
- verdelingscoëfficiënt organische koolstof / water of vaste stof / water;
- opname door planten en vee;
- afbraak.

K_{oc}- en K_d-waarden

Voor organische verbindingen worden K_{oc}-waarden (verdelingscoëfficiënt organische koolstof – water) opgezocht. De bronnen vernoemd in hoofdstuk 2.3.1 kunnen, naast een literaturopzoeking, geraadpleegd worden. Uit de data wordt de meest geschikte waarde geselecteerd, zoals beschreven in voorvermelde hoofdstuk 2.3.1.

Er dient bij de stoffen eveneens te worden aangegeven of zij zuurdissociatie vertonen. In dit geval wordt de pK_a-waarde vermeld, evenals bij de K_{oc}-waarde de pH waarbij deze gemeten is. Indien onvoldoende K_{oc}-waarden beschikbaar zijn, kan vanuit de K_{ow}-waarde in het model S-Risk een K_{oc}-waarde berekend worden.

Voor metalen worden K_d -waarden (verdelingscoëfficiënt bodem – water) opgezocht. Volgende bronnen kunnen, naast een literatuuropzoeking, geraadpleegd worden:

- US-EPA Soil Screening Guidance: user's guide, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, July 1996 (<http://www.epa.gov>)
- US-EPA, Understanding variation in partition coefficient K_d values, volume I: the K_d model, methods of measurement and application of chemical reaction codes, Office of air and radiation, EPA 402-R-99-004A, August 1999
- US-EPA, Understanding variation in partition coefficient K_d values, volume II: review of geochemistry and available K_d values for cadmium, cesium, chromium, lead, plutonium, radon, strontium, thorium, tritium (^3H) and uranium, Office of air and radiation, EPA 402-R-99-004B, August 1999
- Bepaling van veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen bij bodemverontreiniging in Vlaanderen, Laboratorium voor bodemvruchtbaarheid en bodembioïecologie & Vito-IMS, oktober 2000 (<http://www.ovam.be>)

Bij de K_d worden telkens de meetomstandigheden gerapporteerd (speciatie, veldtest, chemische vorm, bodemtype, pH, CEC, organisch materiaal). Uit de verzamelde gegevens wordt een meest geschikte waarde voor de normstelling geselecteerd (rekening houdend met de karakteristieken van de standaardbodem).

Plantopname

Er wordt een opzoeking uitgevoerd naar de opname van de stof(fen) door planten. Hierbij worden BCF-factoren gerapporteerd voor de wortel (BCF_{wo}) en voor de stengel (BCF_{st}). Bij de BCF-factoren worden telkens de meetomstandigheden opgegeven (speciatie voor metalen, experimenteel opzet, chemische vorm voor metalen, mengsels, bodemtype, pH, CEC, organisch materiaal, gewastype). Uit de verzamelde gegevens wordt een meest geschikte waarde voor de normstelling geselecteerd (rekening houdend met de karakteristieken van de standaardbodem).

Voor organische verbindingen zal het vaak niet mogelijk zijn een BCF te selecteren. Een beschrijving van de mate van plantopname of van de beschikbare gegevens kan dienen als toetsing voor de door S-Risk uit de stoffeigenschappen berekende plantopname.

Opname door vee

In S-Risk wordt, indien deze blootstellingsroute relevant is, bij de berekening van de orale blootstellingsdosis (humaan) ten gevolge van consumptie van dierlijke producten rekening gehouden met de consumptie van spiervlees, melk en orgaanvlees.

De opname van contaminanten door runderen vindt plaats via consumptie van voeder (in het geval van beweiding is dit gras) met aanhangende grond. Deze overdracht naar vlees en melk via consumptie van veevoeder (en aanhangende grond) kan door verschillende factoren bepaald worden:

- chemische vorm van de contaminant;
- matrix waarin de contaminant zich bevindt (grond of voer);

- concentratie van de contaminant in het voer en de aanhangende grond;
- blootstellingstijd;
- tijdsduur tussen de verschillende exposities bij niet-continue blootstelling;
- synergetische / antagonistische werking van andere contaminanten en stoffen in het dieet;
- voedselbehoefte van het dier (deze is bij melkkoeien afhankelijk van de melkgift);
- farmacokinetische processen (o.a. absorptie via maagdarmkanaal en verdeling naar organen en weefsels via het bloed).

Voor de berekening van een toetsingswaarde is de overdracht van contaminanten naar vlees en melk van rundvee van belang. De berekende concentraties in (vee)voeder kunnen worden vergeleken met regelgeving omtrent ongewenste stoffen in diervoeding en in toevoegingsmiddelen daarvan. Berekende concentraties in melk en vlees kunnen worden vergeleken met regelgeving voor stoffen in humane voeding. Hierin zijn wettelijk opgelegde maximale concentraties van contaminanten terug te vinden.

Voor een uitgebreid en gedetailleerd overzicht van de vigerende nationale en Europese wetgeving omtrent de voeding wordt verwezen naar de internetsites van respectievelijk de federale overheidsdienst Justitie (<http://194.7.188.126/justice/index1.htm>; waaronder het Belgisch Staatsblad) en Eur-Lex (<http://europa.eu.int/eur-lex/>).

Voor een uitgebreid en gedetailleerd overzicht van de vigerende nationale en Europese wetgeving omtrent diervoeding wordt verwezen naar de internetsites van respectievelijk de federale overheidsdienst Justitie (<http://194.7.188.126/justice/index1.htm>; waaronder het Belgisch Staatsblad) en Eur-Lex (<http://europa.eu.int/eur-lex/>).

Afbraak

Afbraak wordt niet meegenomen in de normstelling. Voor interpretatie en risicobeoordeling is het zinvol een idee te hebben omtrent de persistentie van de stof. Daarom wordt een overzicht gegeven van de afbraakwegen (abiotisch, biotisch, aëroob, anaëroob) en een beschrijving van de snelheid van afbraak.

2.3.5 Ecotoxicologie

De werkwijze voor het verzamelen en verwerken van de informatie omtrent de toxiciteit van de stof(fen) voor bodemorganismen is momenteel in ontwikkeling.

Volgende bronnen kunnen, naast een literatuuropzoeking, geraadpleegd worden:

Bronnen met betrekking tot basisdata:

- US-EPA-ECOTOXicology database (<http://www.epa.gov/med/databases/databases.html>)
- Oak Ridge National Laboratory (<http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/ecorisk.html>)
- Syracuse Research Corporation (<http://esc.syrres.com/efdb.htm>)
- The EXtension TOXicology NETwork (<http://ace.orst.edu/info/extoxnet/>)
- Pesticide Action Network (PAN), Pesticide Database Web site (<http://www.pesticideinfo.org/>)
- Washington State University - PICOL, Pesticide Information Center On-line (<http://picol.cahe.wsu.edu/>)
- University of Kassel, DAIN Metadatabase of Internet Resources for Environmental Chemicals (<http://www.wiz.uni-kassel.de/dain/>)
- US- Columbia Environmental Research Center (<http://www.cerc.usgs.gov/data/acute/multiselect.asp>)
- Web of Science (<http://elektron.libis.kuleuven.ac.be/CIW.cgi>)

Bronnen met betrekking tot ecotoxicologische normen:

- Oak Ridge National Laboratory (<http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/ecorisk.html>)
- WHO, Environment information resources http://www.who.int/m/topics/environment_information_resources/en/index.html
- Environmental Handbook Volume III: Compendium of Environmental Standards GTZ/BMZ, 1995, (<http://media.payson.tulane.edu:8086/cgi-bin/gw?e=t1c11home-mhl-1-B.40.6.4.4.36-100-50-00e&q=naphthenate&d=C.1.B.40.6.4.4.51&a=t>)

Het is belangrijk dat een kritische evaluatie van ecotoxicologische data plaatsvindt waarbij de kwaliteit, hoeveelheid en relevantie van de data goed wordt bekeken.

2.3.6 Humane toxicologie

De humane toxicologie omvat enerzijds een beschrijving van de toxicologische eigenschappen van de contaminant(en) en anderzijds een opsomming, eventueel met de nodige achtergrondinformatie, van de carcinogeniteitsklasse en de toxicologische grenswaarden. Deze toxicologische grenswaarden geven de niveaus weer, waarmee de risicotoetsing zal gebeuren. De beschrijving van de toxicologie gebeurt normaliter door een toxicoloog. Indien dit niet het geval is, wordt beroep gedaan op overzichtswerken en wordt de structuur van toxicologische beschrijving gevolgd. Deze overzichtswerken zijn onder andere:

- Environmental Health Criteria (WHO, <http://www.who.org>)
- Toxicological Profiles (ATSDR, CD-Rom + <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html> voor recente stoffen)
- EU stofdossiers via European Chemical Bureau (<http://ecb.jrc.it/>)
- US-EPA (<http://www.epa.gov>)

Daarnaast worden de toxicologische grenswaarden opgezocht. De te raadplegen bronnen zijn:

- WHO
 - o WHO (<http://www.who.org>), Environmental Health Criteria
 - o Drinking Water Guidelines (WHO boeken, <http://www.who.int>)
 - o Air Quality Guidelines (WHO boeken en rapporten, <http://www.who.int>)
 - o JECFA (rapporten, <http://www.who.int/pes>)
- Verenigde Staten:
 - o IRIS-databank (<http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/index.html>)
 - o RAIS-databank (http://risk.lsd.ornl.gov/rp_hp.htm)
 - o Drinkwater bij US-EPA (<http://www.epa.gov/ostwater/drinking/index.html>)
 - o California Environmental Protection Agency, EPA (<http://www.epa.gov/region9/>)
 - o ATSDR (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>)
- Overige
 - o IARC (carcinogeniteitsclassificatie, <http://www.iarc.fr>)
 - o Europese Unie (<http://www.eu.int>)
 - o RIVM –Nederland (<http://www.rivm.nl>)
 - o Umweltbundesamt Duitsland (<http://www.bmu.de/>)

Bij het verzamelen van data wordt een onderscheid gemaakt tussen niet-carcinogene effecten en carcinogene effecten.

Niet-carcinogene contaminanten

Bij niet-carcinogene effecten is er een drempel beneden dewelke geen nadelige effecten waargenomen worden. Dit heet de NOAEL (No Observed Adverse Effect Level). Deze dosis wordt meestal bepaald in dierproeven en geëxtrapoleerd naar de mens door rekening te houden met veiligheidsfactoren (interspecies gevoeligheid, intraspecies gevoeligheid, duur van de proef, ...). Hieruit resulteert een dosis, die gedefinieerd wordt als de maximale dosis, waarbij geen nadelige effecten zullen optreden bij levenslange blootstelling. De terminologie hiervoor is **TDI** of Toelaatbare Dagelijkse Inname. De TDI-waarden volgens Umweltbundesamt zijn echter uitgedrukt als interne dosissen. Om de vergelijking te kunnen maken met de TDI van andere organisaties, moeten de TDI-waarden van Umweltbundesamt gedeeld worden door de erbij vermelde absorptiefactor. Andere begrippen met dezelfde betekenis zijn **ADI** (Aanvaardbare Dagelijkse Inname, gebruikt voor voedseladditieven) en **RfD** (Reference Dose, gebruikt door EPA). Al deze begrippen hebben in principe betrekking op inname via orale weg. De eenheid voor TDI en RfD is mg per kg lichaamsgewicht per dag. Voor inhalatie worden meestal geen dosissen gebruikt, maar worden volgens dezelfde principes toelaatbare concentraties in lucht berekend: **TCL**, of **RfC** (Reference Concentration, gebruikt door EPA).

Het is belangrijk dat de toxicologische informatie duidelijk en overzichtelijk wordt opgelijst en dat de keuze voor een bepaalde TDI, ADI, TCL of RfD duidelijk wordt aangegeven.

Carcinogene contaminanten

Bij carcinogene effecten wordt meestal aanvaard dat voor de carcinogene effecten geen drempel bestaat beneden dewelke geen nadelige effecten optreden. De genotoxische carcinogenen vallen hieronder. Bij lage blootstellingsniveaus wordt aangenomen dat er een lineair verband bestaat tussen het risico op kanker en de blootstelling. Er wordt een dosis-effectrelatie opgesteld, welke het aantal extra kankergevallen per eenheidsdosis of eenheidsconcentratie geeft. Bij het opstellen van de normen werd gebruik gemaakt van de dosis of de concentratie overeenkomend met het optreden van 1 extra kankergeval op 10^5 levenslang blootgestelden. Dit getal is gebaseerd op vergelijking met de buitenlandse gegevens en wordt onder meer in de drinkwaterrichtlijnen van de WHO gehanteerd. De WHO gebruikt dan niet langer de term TDI, maar geeft een eenheidsrisico (ER). Bij EPA gebruikt men de Cancer Slope Factor (CSF-factor). Dit is in beide gevallen het aantal extra kankergevallen per eenheidsdosis bij levenslange blootstelling.

In de literatuur wordt aldus vaak een eenheidsrisico (ER), unit risk (UR) of cancer slope factor (CSF) gerapporteerd die via onderstaande formule naar een aanvaardbare dosis (**AD**) bij levenslange blootstelling kunnen worden omgerekend. Waar Vlier-Humaan gebruik maakte van het begrip AD (hoewel ingevoerd onder TDI), gebruikt S-Risk de hellingsfactoren en eenheidsrisico's.

Vergelijking 1

$$AD_{\frac{1}{10^5}} = \frac{10^5}{ER}$$

Indien wel een drempel bestaat, wordt dezelfde berekening gevolgd als voor niet-carcinogenen. In een aantal gevallen maken we voor carcinogenen zonder drempel toch gebruik van een soort drempelwaarde, we noemen dit een pseudo-drempel.

Door zowel International Agency for Research on Cancer (IARC) als US-EPA worden stoffen ingedeeld in carcinogeniteitsklassen. Deze indeling wordt gebaseerd op beschikbare informatie omtrent carcinogene effecten.

IARC deelt stoffen in volgens ondervermelde klassen:

- 1 : menselijk carcinogeen
- 2A : waarschijnlijk menselijk carcinogeen
- 2B : mogelijk menselijk carcinogeen
- 3 : niet klasseerbaar als menselijk carcinogeen
- 4 : waarschijnlijk niet carcinogeen voor de mens

Wat betreft carcinogeniteit, onderscheidt US-EPA volgende categorieën:

- A : menselijk carcinogeen
- B : waarschijnlijk menselijk carcinogeen
 - B1: beperkte evidentie bij de mens
 - B2: voldoende evidentie bij dieren, geen éénduidige of geen evidentie bij de mens
- C : mogelijk menselijk carcinogeen

- D : niet klasseerbaar als menselijk carcinogeen
E : evidentie voor niet-carcinogeniteit bij de mens

De IARC-classificatie zal bij voorkeur gevolgd worden, overeenkomstig de voorkeur voor data van WHO. Indien een stof, volgens het IARC systeem, in klasse 1, 2A of 2B valt dient de stof als carcinogeen beschouwd te worden en kan een toetsingswaarde worden afgeleid voor een carcinogeen. Indien een stof volgens het EPA systeem, in klasse A, B1 of B2 valt dient de stof als carcinogeen beschouwd te worden en kan een toetsingswaarde worden afgeleid voor een carcinogeen. Indien meerdere waarden worden gevonden kan een weloverwogen afweging worden gemaakt of kunnen eerst verschillende opties worden doorgerekend.

Bij carcinogene stoffen waarvoor zowel een TDI-waarde als een eenheidsrisico beschikbaar is, wordt bij de opstelling van de bodemsaneringsnormen rekening gehouden met beide toetsingen.

Het is belangrijk dat de toxicologische informatie duidelijk en overzichtelijk wordt opgelijst en dat de keuze voor een bepaald eenheidsrisico (ER), unit risk (UR) of cancer slope factor (CSF) duidelijk wordt aangegeven.

Gebruik van data

Voor carcinogenen en niet-carcinogene verbindingen kunnen, in volgorde van voorkeur, de volgende gegevens gebruikt worden:

- orale TDI volgens de WHO (WHO, diverse publicaties opgenomen in de referenties) en EU
- orale chronische RfD volgens EPA (IRIS-databank, actualisatie per kwartaal, beschikbaar op internet <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>)
- orale TDI volgens RIVM (diverse publicaties opgenomen in de referenties)
- orale TDI volgens Umweltbundesamt (Hassauer, 1993)
- richtwaarden voor de luchtkwaliteit volgens de WHO (WHO, 1997)
- inhalatoire chronische RfD volgens EPA (IRIS-databank, actualisatie per kwartaal, beschikbaar op internet <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>)
- TCL (Toelaatbare Concentratie in lucht) volgens RIVM (diverse publicaties opgenomen in de referenties)
- richtwaarden voor de luchtkwaliteit volgens Umweltbundesamt (Hassauer, 1993).

Van de hierboven aangegeven volgorde kan na een kritische evaluatie van de data worden afgeweken. Wel dient de afwijking voldoende onderbouwd te worden. Voor de kritische evaluatie worden zowel voor carcinogene als voor niet-carcinogene de effecten opgelijst. Van daaruit wordt beslist voor welk effect(en) wordt gekozen. Het verschil tussen carcinogeen en niet-carcinogeen is niet altijd duidelijk. Voor sommige stoffen worden beide effecten gerapporteerd of is deze via inhalatoire weg carcinogeen en via orale niet, of omgekeerd. De keuze van de uiteindelijke TDI of AD dient duidelijk onderbouwd te worden.

Geur- en smaakdrempels

Het kan nuttig zijn om, bijkomend aan de toxicologische data, een overzicht te geven van geur- en smaakdrempels, wanneer deze kritisch zouden zijn (lager dan toxicologische drempel). De te raadplegen bronnen hiervoor kunnen onder andere zijn:

- Canadian Council of Ministers of the Environment (<http://www.ccme.ca>)
- US-EPA (<http://www.epa.gov/safewater/consumer/2ndstandards.html> en <http://www.epa.gov/> zoek op “threshold” + “odor”)
- Handbook of environmental data on organic chemicals, Karel Verscheuren – 3rd ed., 1996, ISBN 0-442-01916-5
- WHO (<http://www.who.org>), Environmental Health Criteria

Smaak en geur in drinkwater kunnen afkomstig zijn van natuurlijke en biologische bronnen of processen of door contaminatie door chemicaliën. Vooral verandering van geur en smaak zijn interessant. Een ongewone geur of smaak kan wijzen op de aanwezigheid van een potentieel schadelijke stof. Als kwaliteitseis zou men kunnen stellen dat geur en smaak geen aanstoot mogen geven bij de consument (drinkwater) doch er is een enorme variatie in de graad en aard van smaak en geur die als aanvaardbaar wordt beschouwd.

Geur en smaak in grondwater kan beoordeeld worden op basis van de concentraties aan stoffen en vergelijking met geur- en smaakdrempels, maar kan ook beoordeeld worden volgens de methoden en criteria voor geur- en smaakbepaling bij drinkwater.

2.3.7 Wetgeving

Er wordt een overzicht gegeven van de Vlaamse, Belgische en Europese wetgeving, die de concentraties van de stof(fen) in het milieu regelt. Meest belangrijk is weer te geven of er wettelijke waarden bestaan voor concentraties van de stof(fen) in:

- lucht (Vlaamse, Europese richtlijnen voor luchtkwaliteit)
- drinkwater (Vlaanderen, Europese drinkwaterrichtlijn)
- groenten, veevoeder, dierlijke producten.

Voor meer informatie kan verwezen worden naar de overzichten van wetgeving. Bij de meer recente wetgeving kan vaak getraceerd worden waar de waarden vandaan komen. Een bespreking hiervan in functie van de relatie met de toxicologische grenswaarden kan nuttig zijn.

De te raadplegen bronnen kunnen zijn:

- Vito-EMIS server (<http://www.emis.vito.be>)
- Belgisch Staatsblad (<http://www.eu.int/eur-lex>, zoekpagina EUR-Lex: http://212.190.77.115/doc/rech_n.htm of <http://staatsblad.be>)

- Fytoweb - info wetgeving bestrijdingsmiddelen (<http://www.phytoweb.fgov.be/>)

2.4 Bodemsaneringsnorm op basis van humane blootstelling

2.4.1 Berekening van de bodemsaneringsnormen

Er worden bodemsaneringsnormen berekend voor de vaste fase en voor het grondwater. Tevens wordt voorzien in achtergrondwaarden voor de vaste fase en voor het grondwater.

1. Bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de aarde

De berekening van de bodemsaneringsnormen voor de vaste fase van de bodem gebeurt via het model S-Risk met behulp van de humaantoxicologische onderbouwing. De gedetailleerde beschrijving van het model, de formules, de scenario's en de parameterwaarden is terug te vinden in het S-Risk Technical Guidance Document, de bijhorende Annex IV en de S-Risk stoffenfiches.

De berekening van ecotoxicologische bodemsaneringsnormen zal gebeuren volgens een op te stellen methodiek. Momenteel wordt nog een ad-hoc benadering gevolgd, waarbij beroep gedaan wordt op dataverzameling en dataverwerking zoals beschreven in hoofdstuk 2.3.5. De bodemsaneringsnormen worden opgesteld voor een standaardbodem. Deze komt overeen met een bodem gekenmerkt door een kleigehalte van 10% en een gehalte organisch materiaal van 2%.

Toetsing humane toxicologie

Er worden bodemsaneringsnormen berekend volgens humaantoxicologische criteria voor 4 bestemmingstypes, zijnde landbouw (type II), wonen (type III), recreatie (type IV) en industrie (type V). Voor elk van deze bestemmingen zijn scenario's voorhanden. Voor recreatie zijn de scenario's dagrecreatie en verblijfrecreatie beschikbaar. Voor industrie zijn de scenario's lichte en zware industrie voorhanden. De basisgegevens voor deze scenario's worden weergegeven in Annex IV van het S-Risk Technical Guidance Document.

Voor de humaan toxicologische toetsing worden een aantal stappen doorlopen:

1. Voor de te normeren stof(fen) worden de stofdata (fysico-chemische, biologische en humaantoxicologische data), zoals op te lijsten in een overzichtstabel van het rapport, in het model ingevoerd.
2. Vervolgens worden voor de toepasselijke scenario's (landbouw, woonzone, recreatie of industrie) de berekeningen uitgevoerd, zodat een bodemconcentratie verkregen wordt, waarbij de (pseudo-)risico-index gelijk is aan 1 (effecten met drempel of pseudo-drempel) of het extra levenslang kankerrisico gelijk is aan $1/10^5$ (effecten zonder drempel).

- *Niet-carcinogene effecten:* Standaard leeftijdscategorieën waarvoor gerekend wordt, zijn kind (< 6 jaar), jongere (6 - < 15 jaar) en volwassene (> 15 jaar). In S-Risk is het mogelijk om stofspecifiek af te wijken van de standaardleeftijdscategorieën en eventueel een leeftijdsafhankelijke TDI in te geven. De weerhouden waarde is de laagst bekomen bodemconcentratie (meest kritische leeftijdsgroep). Enkel voor het bestemmingstype V (industrie) wordt alleen naar de blootstelling van volwassenen gekeken. Reden is dat wordt aangenomen dat kinderen niet aanwezig zijn op industriële sites. Bij niet carcinogene contaminanten wordt de achtergrondblootstelling via voeding (mg/kg.dag) en lucht (mg/m³) in rekening gebracht om deze samen met de blootstelling als gevolg van de bodemverontreiniging te toetsen aan de toxicologische criteria.
 - *Carcinogene effecten:* Bij een carcinogene contaminant wordt de dosis uitgemiddeld over het gehele leven. De achtergrondblootstelling wordt niet meegenomen omdat het additionele risico bepaald wordt. In S-Risk is het mogelijk om leeftijdsafhankelijke eenheidsrisico's en hellingsfactoren in te geven. Deze worden meegenomen in de berekening van het levenslang gemiddelde kankerrisico
 - *Pseudo-drempel effecten:* Voor contaminanten in deze categorie wordt levenslang uitgemiddeld en wordt de achtergrondblootstelling niet meegenomen; de toetsing gebeurt op basis van een pseudo-TDI en pseudo-TCL.
 - *Systemische en lokale effecten:* S-Risk laat toe onderscheid te maken tussen systemische en lokale effecten. Bij systemische effecten worden de risico's van alle routes (oraal, dermaal en inhalatie) gesommeerd; bij lokale effecten worden de risico's per route (oraal, inhalatie) apart geëvalueerd.
 - Voor de bestemmingen recreatie en industrie zijn twee scenario's beschikbaar, namelijk dag- en verblijfsrecreatie en lichte en zware industrie. Bij het afleiden van de bodemsaneringsnorm voor de vaste fase wordt telkens de laagst bekomen bodemconcentratie uit de beide scenario's gekozen.
 - *Contaminanten met meerdere types effecten:* Indien toetsingswaarden beschikbaar zijn voor verschillende types effecten (vb: carcinogeen en niet-carcinogeen; lokaal en systemisch), worden de berekeningen uitgevoerd voor de verschillende types effecten en gerapporteerd. De laagst bekomen bodemconcentratie wordt in principe geselecteerd.
- o De resultaten van de berekeningen worden in tabelvorm gepresenteerd.
3. Vervolgens wordt gecontroleerd of bij de op basis van blootstelling bekomen bodemsaneringsnormen overschrijdingen van (wettelijke of toxicologische) limieten in milieucompartimenten worden vastgesteld. Deze milieucompartimenten zijn:
- lucht (TCL)
 - leidingwater (drinkwaternorm)
 - planten (voedingswaren normen, voedernormen)
 - vlees / melk (voedingswaren normen)

Indien dit het geval is wordt de bodemconcentratie zodanig aangepast dat deze limieten niet meer overschreden worden (net bereikt worden). De resultaten van deze bijstelling worden gerapporteerd in tabelvorm in het rapport.

2. Bodemsaneringsnormen voor het grondwater

De bodemsaneringsnormen voor het grondwater kennen alleen een humaan toxicologische onderbouwing. De bodemsaneringsnormen voor grondwater hebben als criterium drinkwaterkwaliteit. De berekeningswijze is overeenkomstig de werkwijze van de WHO.

Voor niet carcinogenen geldt:

Vergelijking 2

$$BSN(\mu g/l) = \frac{TDI(mg/kg \cdot d) * 1000 * RF(-) * W(kg)}{Q(l/d)}$$

Waarbij W staat voor lichaamsgewicht (60 kg), Q voor drinkwaterverbruik per persoon (2 l/d), RF voor reductiefactor. De reductiefactor komt overeen met het aandeel van de algemene blootstelling van de bevolking aan de stof, die door drinkwater wordt ingenomen. Ze wordt uitgedrukt als een fractie. De standaardwaarde bedraagt 0,1.

Voor carcinogenen geldt:

Vergelijking 3

$$BSN(\mu g/l) = \frac{AD_{oraal}^{1/10^5}(mg/kg \cdot d) * 1000 * W(kg)}{Q(l/d)}$$

Indien door de WHO een drinkwateradvieswaarde is opgegeven, en de hierbij gebruikte TDI wordt ook gehanteerd in het opstellen van de bodemsaneringsnormen, dan kan de WHO-drinkwateradvieswaarde overgenomen worden. In het andere geval wordt de bodemsaneringsnorm volgens de vermelde formule opgesteld. Informatie omtrent drinkwaterkwaliteit en blootstelling kan ook bekomen worden bij de E.U. (<http://www.eu.int>) en US-EPA (<http://www.epa.gov> en <http://www.epa.gov/safewater>). Na het opzoeken of afleiden van de norm voor grondwater wordt een controle uitgevoerd ten opzichte van de Europese richtlijn 98/83/EG.

Ook hier wordt gecontroleerd of er voldoende marge is tussen de achtergrondwaarde en de bodemsaneringsnorm, en worden indien nodig aanpassingen gedaan.

2.4.2 Vergelijking met buitenlandse normen

Ter vergelijking wordt in een bijlage aan het rapport of in het rapport zelf een overzicht gegeven van buitenlandse normeringen voor bodem- en grondwaterkwaliteit. De te raadplegen bronnen kunnen zijn:

- Leidraad Bodembescherming (Nederland) en onderliggende RIVM-documenten (Circulaire Interimwet bodemsanering – <http://www.minvrom.nl/minvrom/pagina.html?id=199> bodembeleid, RIVM - <http://www.rivm.nl/>)
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reactorsicherheit (Duitsland Bodenschutz - <http://www.bmu.de/fset1024.php>)
- US-EPA Soil screening levels (<http://www.epa.gov>)
- Canadian Council of Ministers of the Environment (<http://www.ccme.ca>)
- Alaska Department of Environmental Conservation (<http://www.state.ak.us/dec/home.htm>)

Indien mogelijk, wordt aangegeven waar verschillen vandaan komen.

Indien al de bovenstaande stappen zijn doorlopen wordt een voorstel voor bodemsaneringsnormen opgemaakt. Een voorbeeld van een inhoudsopgave is te zien in “BIJLAGE A: Afleiding bodemsaneringsnorm mogelijke indeling rapport”.

2.5 Bodemsaneringsnorm op basis van ecotoxicologie

Na de humaan toxicologische toetsing vindt ook een ecotoxicologische toetsing plaats. Indien de humaan toxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnormen leiden tot hogere waarden dan de bestemmingsafhankelijke ecotoxicologische bodemsaneringsnormen (voor zover beschikbaar), dan wordt opnieuw een bijstelling uitgevoerd, waarbij de ecotoxicologische waarde wordt overgenomen. Een voorbeeld van de ecotoxicologische toetsing is de toxiciteit voor vee en planten. De resultaten worden opnieuw gerapporteerd in tabelvorm.

2.6 Bodemsaneringsnorm op basis van uitloging

Een methodiek die toelaat om bodemsaneringsnormen op basis van uitloging op te stellen, is in ontwikkeling.

2.7 Integratie van de normen en aanvullende bijstellingen

De bodemconcentraties, resulterend uit de humaan toxicologische, ecotoxicologische en uitlogingstoetsing samen met andere bijstellingen, vormen in principe het voorstel voor bodemsaneringsnormen. Wel dient nog te worden nagegaan of de bodemsaneringsnormen een voldoende marge hebben met de achtergrondwaarden. Indien dit niet het geval is, worden de te lage bodemsaneringsnormen opgetrokken tot een niveau waarbij analytisch onderscheid mogelijk is. Hierbij moet de bodemsaneringsnorm groter zijn dan 5 maal de aantoonbaarheidsgrens, indien de achtergrondwaarde gelijk is aan de aantoonbaarheidsgrens.

Voor organische verbindingen worden, naast de bodemsaneringsnormen voor de standaardbodem, op dezelfde wijze waarden berekend voor een aantal gehalten van organisch materiaal in het gebied 1 tot 10%. Hieruit wordt nagegaan of het nodig is een omrekeningsformule te voorzien, die toelaat de bodemsaneringsnorm voor de standaardbodem (2% organisch materiaal) om te rekenen naar andere gehalten organisch materiaal. Indien een omrekeningsformule verantwoord is, dan wordt deze opgegeven voor het gebied 1 – 10% organisch materiaal. Ze wordt uitgedrukt als:

Vergelijking 4

$$\frac{BSN(y)}{BSN(2)} = A + B * y$$

waarbij y het gehalte organisch materiaal voorstelt en uitgedrukt wordt in %, A en B zijn coëfficiënten. Voor zware metalen kunnen de bodemsaneringsnormen eveneens afhankelijk zijn van andere bodemkenmerken.

Bij het voorstel voor bodemsaneringsnormen volgt ook een korte bespreking van het aandeel van de verschillende blootstellingswegen. Detailrapportage van blootstellingsdosissen en risicotoetsing gebeurt in bijlage aan het rapport. Hiervoor kan gebruik gemaakt worden van het rapport gegenereerd door S-Risk.

3 Literatuur

B.S., 1995. Belgisch Staatsblad 29 april 1995

Cornelis C., Geuzens P., Corthouts V., Van Den Broeck H., 1993. Achtergrondgehalten van een aantal anorganische en organische verontreinigingen in Vlaamse bodems - voorstel voor referentiewaarden. MIE/DI/9327, VITO, Mol.

Cornelis, C., Standaert, A., Willems, H. (2013). S-Risk – Technical guidance document. 2013/MRG/R/76, VITO, Mol, België.

Cornelis, C., Bierkens, J., Standaert, A. (2013). S-Risk – Stoffenfiches. VITO, Mol, België.

Cottenie A., Verloo M., 1985. Chemische karakterisatie van bodemverontreiniging. Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent, Gent.

ECETOC (1992). Hazard Assessment of chemical contaminants in soil - revised appendix 3. Technical Report n°40 - revised appendix 3. ECETOC, Brussel.

EG, 1998. Richtlijn 98/83/EG betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water, 3 november 1998.

Joos en Van Geel (1985). Gegevens uit enquête in Noord-Limburg en de gemeenten Balen en Mol.

Lexmond Th., Edelman Th., van Driel W., 1986. Voorlopige referentiewaarden en huidige achtergrondgetallen voor een aantal zware metalen en arseen in de bovengrond van natuurterreinen en landbouwgronden - bijdrage naar aanleiding van de discussienotitie bodemkwaliteit. Verslagen en mededelingen, 1986-2, Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding, Landbouwuniversiteit Wageningen, Wageningen, Nederland.

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. Laboratorium voor Analytische Chemie en Toegepaste Ecochemie, Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent, Gent.

OVAM, 1995. Decreet van 22 februari 1995 betreffende de Bodemsanering, publicatienummer D/1995/5024/27

OVAM, 1996. Basisinformatie voor risico-evaluatie, publicatienummer D/1996/5024/19, 1996b, juli 1996

OVAM, 2000. Beschrijvend bodemonderzoek. Standaardprocedure, publicatienr. D/2000/5024/13, juni 2000, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie "publicaties" met zoekterm "beschrijvend bodemonderzoek".

OVAM, 2001. Code van goede praktijk voor bemonstering van grond, grondwater, bodemvocht, bodemlucht en waterbodems, publicatienr. D/2001/5024/13, september 2001.

OVAM, 2002. Oriënterend bodemonderzoek: standaardprocedure - juni 2002, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie “publicaties” met zoekterm “oriënterend bodemonderzoek”.

Provoost J. et al., 2000. Evaluatie van modellen en meetmethoden voor bepaling van binnenluchtkwaliteit bij bodemverontreiniging, Vito, publicatienr. 2000/IMS/R/193, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie “publicaties” met zoekterm “binnenluchtkwaliteit”.

Smolders E., Degryse F., De Brouwere K., Van Den Brande K., Cornelis C., Seuntjens P., 2000. Bepaling van veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen bij bodemverontreiniging in Vlaanderen, Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium voor Bodemvruchtbaarheid en Bodembioogie, Vito, Expertisecentrum Integrale Milieustudies, Oktober 2000, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie “publicaties” met zoekterm “veldgemeten verdelingsfactoren”.

van Dokkum, W., de Vos, R.H., Muys, J. (1986). Onderzoek van additieven, chemische contaminanten en nutriënten in totale dagvoedingen, 1984 - 1986 - deel 2: minerale en spoorelementen (resultaten na 5 bemonsteringen). CIVO-TNO, Zeist, Nederland.

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.

Van Ranst R., Vanmechelen L., 1994. Verwerking van bodemeigenschappen in de normering voor bodemsanering (interne teksten). Vakgroep geologie en bodemkunde, Universiteit Gent, Gent.

Veerkamp W., ten Berge W., 1994. The concepts of HESP - Human Exposure to Soil Pollutants - version 2.10a - reference manual. Shell Internationale Petroleum Maatschappij, Den Haag, Nederland.

Vlaamse Gemeenschap, 1996. Besluit van de Vlaamse Regering van 5 maart 1996 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering. Belgisch Staatsblad, 26 maart 1996.

Vlarebo, 2001. Besluit van de Vlaamse regering dd. 5 maart 1996 houdende Vlaams reglement betreffende de bodemsanering (gecoördineerd met het wijzigingsbesluit VI.reg. van 12 oktober 2001 en 7 december 2001)

WVC (1988). Wat eet Nederland? - Resultaten van de voedselconsumptiepeiling 1987-1988. Ministerie van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur.

BIJLAGEN

BIJLAGE A: Afleiding bodemsaneringsnorm mogelijke indeling rapport

BIJLAGE A: Afleiding bodemsaneringsnorm mogelijke indeling rapport

- INLEIDING
- FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN VAN DE STOF
 - o OPLOSBAARHEID
 - o DAMPDRUK
 - o HENRY-COËFFICIËNT
 - o OCTANOL-WATER VERDELINGSCOËFFICIËNT
- BRONNEN VAN DE STOF
 - o NATUURLIJKE BRONNEN
 - o ANTROPOGENE BRONNEN
 - Gebruik
 - Emissie
- VOORKOMEN IN HET MILIEU EN HUMANE BLOOTSTELLING
 - o LUCHT
 - o BODEM EN GRONDWATER
 - o PLANTEN
 - o HUMANE BLOOTSTELLING
- GEDRAG IN DE BODEM
 - o VERSPREIDING
 - o PLANTOPNAME
 - o OPNAME DOOR VEE
 - o AFBRAAK
 - Biologische afbraak
 - Abiotische afbraak
- ECOTOXICOLOGIE
- HUMANE TOXICOLOGIE
 - o TOXICOKINETIEK
 - o EFFECTEN OP PROEFDIEREN EN IN VITRO
 - o EFFECTEN OP MENSEN
 - o TOXICOLOGISCHE GRENSWAARDEN
 - Beschikbare data met betrekking tot toxiciteit
 - Carcinogene effecten
 - Niet-carcinogene effecten
 - Overzicht van toxicologische grenswaarden
 - o GEUR- EN SMAAKDREMPELS
- WETGEVING
- BEREKENING VAN DE NORMEN VOOR BODEM EN GRONDWATER
 - o BODEM
 - Achtergrondwaarden
 - Bodemsaneringsnormen
 - Aandeel van de belangrijkste blootstellingswegen
 - Invloed van het gehalte organisch materiaal op de bodemsaneringsnorm
 - o GRONDWATER
 - Achtergrondwaarden
 - Bodemsaneringsnormen voor grondwater
- REFERENTIES
- BIJLAGE 1: OVERZICHT VAN DE BIJ DE BLOOTSTELLINGSBEREKENINGEN GEBRUIKTE GEGEVENS
- BIJLAGE 2: BUITENLANDSE NORMEN VOOR DE STOF
- BIJLAGE 3: BEREKENINGSRÉSULTATEN