



Vlaanderen
is materiaalbewust

**BASISINFORMATIE VOOR
RISICO-EVALUATIES:
WERKWIJZE VOOR HET OPSTELLEN VAN
BODEMSANERINGSNORMEN EN
TOETSINGSWAARDEN, RICHTWAARDEN
EN STREEFWAARDEN**

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER

OVAM

WWW.OVAM.BE

////////////////////////////////////
BASISINFORMATIE VOOR RISICO-
EVALUATIES: WERKWIJZE VOOR HET OPSTELLEN
VAN BODEMSANERINGSNORMEN EN
TOETSINGSWAARDEN, RICHTWAARDEN EN
STREEFWAARDEN
1/10/2016
////////////////////////////////////



DOCUMENTBESCHRIJVING

- 1 *Titel publicatie:*
Basisinformatie voor risico-evaluaties:
Werkwijze voor het opstellen van
bodemsaneringsnormen en
toetsingswaarden, richtwaarden en
streefwaarden
- 2 *Verantwoordelijke Uitgever:*
Danny Wille, OVAM
- 3 *Wettelijk Depot nummer:* n.v.t.
- 4 *Trefwoorden:*
Bodemverontreiniging, risico-evaluatie, bodemsaneringsnormen, toetsingswaarden, richtwaarden, streefwaarden
- 5 *Samenvatting:*
Basisinformatie voor risico-evaluaties geeft informatie voor normstelling en het uitvoeren van risico-evaluaties bij bodemverontreiniging. In dit deel wordt de werkwijze beschreven die gevolgd wordt bij het opstellen van bodemsaneringsnormen, toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden. De methodologie is beschreven voor zowel een humaan-toxicologische als een ecotoxicologische onderbouwing.
- 6 *Aantal bladzijden:* 73
- 7 *Aantal tabellen en figuren:* /
- 8 *Datum publicatie:*
oktober 2016
- 9 *Prijs*:* n.v.t.
- 10 *Begeleidingsgroep en/of auteur:*
Christa Cornelis en Kaat Touchant (VITO)
- 11 *Contactperso(ο)n(en):*
Griet Van Gestel (OVAM)
- 12 *Andere titels over dit onderwerp:*
Basisinformatie voor risico-evaluaties:
Uitvoeren van een humaan-toxicologische
locatiespecifieke risico-evaluatie
S-Risk Technical Guidance Document
S-Risk Stoffenfiches

U hebt het recht deze brochure te downloaden, te printen en digitaal te verspreiden, mits bronvermelding. U hebt niet het recht deze aan te passen of voor commerciële doeleinden te gebruiken.

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

* Prijswijzigingen voorbehouden.

////////////////////////////////////

SAMENVATTING

Voorliggend rapport beschrijft de werkwijze waarop bodemsaneringsnormen worden opgesteld, zowel met een humaan toxicologische als een ecotoxicologische onderbouwing. Ook wordt aandacht besteed aan de afleiding van streef- en richtwaarden. Er wordt, naar te leveren inspanning, een onderscheid gemaakt tussen het afleiden van bodemsaneringsnormen en het afleiden van toetsingswaarden (waarden voor niet genormeerde stoffen afgeleid in dossiers).

Dit rapport vormt één geheel met het rapport “Uitvoeren van een locatiespecifieke humaan toxicologische risico-evaluatie”.



INHOUD

Samenvatting.....	4
Lijst van Tabellen	7
Lijst van Figuren.....	8
Lijst van afkortingen	9
1 INLEIDING.....	11
1.1 ACHTERGROND	11
1.1.1 WETGEVING	11
1.1.2 UITVOERING	11
1.2 ALGEMEEN KADER VAN DE BODEMSANERINGSNORMEN	12
1.3 TRAJECT BIJ HET TOT STAND KOMEN VAN BODEMSANERINGSNORMEN OF TOETSINGSWAARDEN	13
1.3.1 BODEMSANERINGSNORMEN	13
1.3.2 TOETSINGSWAARDEN	16
1.4 LEESWIJZER	16
2 OPSTELLEN VAN BODEMSANERINGSNORMEN – DEEL BESCHERMING VAN DE MENSELIJKE GEZONDHEID	17
2.1 DATAVERZAMELING	19
2.1.1 IDENTIFICATIE VAN DE STOF	20
2.1.2 BRONNEN	20
2.1.3 GEDRAG IN BODEM EN MILIEU EN FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN	20
2.1.4 Overdracht naar de voedselketen	27
2.1.5 VOORKOMEN IN MILIEU EN HUMANE BLOOTSTELLING	30
2.1.6 HUMANE TOXICOLOGIE	32
2.1.7 Wetgeving	48
2.1.8 Geur- en smaakdrempels	49
2.2 Berekening van de normvoorstellen of toetsingswaarden	49
2.2.1 Bodem	49
2.2.2 Grondwater	52
3 Opstellen van bodemsaneringsnormen – deel bescherming van het ecosysteem	54
3.1 Dataverzameling	54
3.2 Normberekening	55
4 STREEF- EN RICHTWAARDEN	60
4.1 STREEFWAARDEN	60
4.2 RICHTWAARDEN	61
5 INTEGRATIE EN BIJSTELLINGEN.....	62
6 REFERENTIES	63
BIJLAGE A: MOGELIJKE RAPPORTINDELING BIJ HET OPSTELLEN VAN BODEMSANERINGSNORMEN ...	66
BIJLAGE B: VOORBEELDSTOFFENFICHES	67
BIJLAGE C: WERKWIJZE VOOR HET BEPALEN VAN HET DRINKWATEREQUIVALENT	73



LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1: Gebruiksscenario's en blootstellingswegen

Tabel 2: Fysicochemische parameters in functie van type verontreiniging (X tussen haakjes betekent optioneel)

Tabel 3: Transferfactoren naar planten en dieren voor organische verbindingen

Tabel 4: Biotransferfactoren (mg/kg ei per mg/d) overgenomen uit Cornelis et al. (2014) en afgeleid van Leeman et al. (2007)

Tabel 5: Transferfactoren naar planten en dieren voor metalen

Tabel 6: Aanpassingsfactoren voor omrekening van de achtergrondinname via voeding door volwassenen (uitgedrukt in mg/kg.d) naar kinderen (overgenomen uit S-Risk TGD)

Tabel 7: Overzicht van de classificatiesystemen voor humane carcinogeniteit van stoffen (kleurencodes: zie tekst)*

Tabel 8: Databronnen voor toxicologische toetsingswaarden (M: metadatabank, 1° - primaire bron, 2° - secundaire bron, zie Figuur 2 en tekst)

Tabel 9: Overzichtstabel van referentiewaarden bij vereenvoudigde risicotoetsing

Tabel 10: Overzichtstabel van referentiewaarden bij uitgebreide risicotoetsing

Tabel 11: Richtlijnen voor het opzoeken van dermale absorptiefactoren

Tabel 12: Parameters voor de berekening van bodemsaneringsnormen/waarden voor het grondwater

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1: Typisch traject bij het tot stand komen van bodemsaneringsnormen

Figuur 2: Selectieschema voor toxicologische referentiewaarden bij het opstellen van toetsingswaarden (TW: referentiewaarde, strengste waarde: in het geval van referentiewaarden type TDI of TCL de laagste waarde, in het geval van eenheidsrisico's of hellingsfactoren de hoogste waarde)

Figuur 3: Schematische voorstelling van de berekening van ecotoxicologische toetsingswaarden voor bodemcontact (SQVsoil contact), zijnde de ecotoxicologische bodemsaneringsnormen; ESSDs: Estimated Species Sensitivity Distribution – xth percentile; TEC: Threshold Effect Concentration; LOEC: Lowest Observed Concentration; LC50: median effective concentration; ECL: Effects Concentration Low



LIJST VAN AFKORTINGEN

ABS	fractie geabsorbeerd
ADI	Aanvaardbare Dagelijkse Inname
ANSES	Agence National de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BCF	bioconcentratiefactor
BSN	bodemsaneringsnorm
BTF	biotransferfactor
BW	lichaamsgewicht
C&L	Classification and Labelling
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
DMEL	Derived Minimal Effect Level
DNEL	Derived No Effect Level
ECHA	European Chemicals Agency
ECL	Effect Concentration Low
ECx	concentratie waarbij x % van de organismen effect ondervindt
EFSA	European Food Safety Agency
ESSD	Estimated Species Sensitivity Distribution
FOD	Federale Overheidsdienst
HC5	5 % effectconcentratie
HC50	50 % effectconcentratie
HSDB	Hazardous Substances Database
IARC	International Agency for Research on Cancer
ICx	concentratie waarbij inhibitie optreedt bij x % van de organismen
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
IPCS	International Programme on Chemical Safety
IRIS	Integrated Risk Information System
JECFA	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives
Kd	verdelingscoëfficiënt bodem - water
Koc	verdelingscoëfficiënt organische koolstof - water
Kow	octanol-water verdelingscoëfficiënt
K _p	dermale permeabiliteitscoëfficiënt
LCx	concentratie waarbij x % van de organismen sterft
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration
MIRA	Milieu- en natuurrapport
MRL	Minimum Risk Level (mg/kg.d of mg/m ³); en Maximum Residue Limit (mg/kg)
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico
NOEC	No Observed Effect Concentration
NTP	National Toxicology Program

OECD	Organization for Economic Cooperation and Development
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment
OVAM	Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij
PAK	polyaromatische koolwaterstof
PE	polyethyleen
pH	zuurtegraad
pKa	dissociatieconstante
PNEC	Predicted No Effect Concentration
POD	Point of Departure
PPRTV	Provisional Peer Reviewed Toxicity Values
PVC	polyvinylchloride
Q	drinkwaterconsumptie
Q _{eq}	drinkwaterequivalent
QSAR	Kwantitatieve Structuuractiviteitsrelaties
RBA	relatieve biobeschikbaarheid
REACH	Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals
RF	reductiefactor
RfC	Reference Concentration
RfD	Reference Dose
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
SF	slope factor
SQV	soil quality value
TCA	Tolerable Concentration in Air
TCL	Toelaatbare Concentratie in Lucht
TDI	Toelaatbare Dagelijkse Inname, Tolerable Daily Intake
TEC	Threshold Effect Concentration
TGD	Technical Guidance Document
TRD	Tolerable Resorbed Dose
RW	referentiewaarde
UF	onzekerheidsfactor
UR	unit risk
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
VITO	Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek
VR	Verwaarloosbaar Risico
WHO	World Health Organization



1 INLEIDING

1.1 ACHTERGROND

1.1.1 WETGEVING

Het bodemdecreet (Vlaamse Regering, 2006) voorziet, voor wat betreft de bodemsanering, in twee soorten toetsingswaarden voor de beoordeling van de bodemkwaliteit. Enerzijds zijn er de bodemsaneringsnormen, die het saneringscriterium zijn bij nieuwe bodemverontreiniging. Ze zijn gedefinieerd als een niveau van verontreiniging dat een aanmerkelijk risico inhoudt van negatieve effecten voor de mens of het milieu, gelet op de kenmerken van de bodem en de functies die deze vervult. Bij historische bodemverontreiniging daarentegen wordt de saneringsnoodzaak vastgesteld op basis van een risicobeoordeling, die aangeeft of er een ernstige bodemverontreiniging bestaat. Een ernstige bodemverontreiniging is gedefinieerd als een bodemverontreiniging die een risico oplevert of kan opleveren tot nadelige beïnvloeding van mens of milieu.

Anderzijds zijn er de richtwaarden, die het primaire doel zijn bij sanering van nieuwe bodemverontreiniging. Ze komen overeen met het niveau aan verontreinigende stoffen of organismen in of op de bodem, dat toelaat dat de bodem al zijn functies kan vervullen zonder dat enige beperking moet worden opgelegd. Bij historische bodemverontreiniging is het primaire doel het vermijden van risico's voor mens en milieu. Omwille van haalbaarheid van sanering kunnen in beide gevallen minder strenge saneringsdoelstellingen voorgesteld worden.

Het luik bodembescherming van het bodemdecreet voorziet de streefwaarden als doelstelling van het bodembeschermingsbeleid. Ze weerspiegelen het niveau dat als normale achtergrond in niet-verontreinigde bodems met vergelijkbare bodemkenmerken wordt teruggevonden.

De getalsmatige invulling van de streef- en richtwaarden en van de bodemsaneringsnormen is opgenomen in de bijlagen van het Vlarebo (Vlaamse Regering, 2007).

1.1.2 UITVOERING

De uitvoering van de wettelijke bepalingen wordt verder ingevuld via standaardprocedures, codes van goede praktijk en technisch-wetenschappelijke informatie.

In de standaardprocedure oriënterend bodemonderzoek (beschikbaar via www.ovam.be) staat toegelicht hoe de bodemsaneringsnormen gebruikt worden bij het bepalen van de noodzaak om een beschrijvend bodemonderzoek uit te voeren.

In de standaardprocedure beschrijvend bodemonderzoek (beschikbaar via www.ovam.be), wordt toegelicht hoe de verschillende elementen van de risicobeoordeling gebruikt worden om vast te stellen of er sprake is



van een ernstige bodemverontreiniging. Voor enkele stofgroepen zijn specifieke procedures voorzien: minerale olie (OVAM, 2007b), polyaromatische koolwaterstoffen of PAK's (OVAM, 2005) en asbest (OVAM, 2012). In S-Risk werd de stofspecifieke informatie uit deze documenten overgenomen (zie ook de stoffenfiches van S-Risk), met uitzondering van asbest. Omwille van zijn bijzondere eigenschappen, is voorliggend document ook niet van toepassing op asbest.

Bij de uitvoering van bodemsaneringswerken zal in een aantal gevallen gesaneerd worden tot een niveau waarbij geen risico's meer optreden. Dit niveau wordt gereflecteerd in de risicogebaseerde terugsaneerwaarden. De wijze waarop deze moeten worden afgeleid is toegelicht in de standaardprocedure bodemsaneringsproject (beschikbaar via www.ovam.be).

In bovenstaande procedures wordt steeds rekening gehouden met drie verschillende elementen voor het bepalen van een risico of het bepalen van een ernstige bodemverontreiniging:

- Risico voor mensen (gezondheid)
- Risico voor het ecosysteem
- Impact op water (via uitloging en verspreiding in grondwater).

Sinds oktober 2013 is S-Risk (www.s-risk.be) het standaardmodel voor het uitvoeren van de humaan toxicologische risicobeoordeling en voor het berekenen van bodemsaneringsnormen, toetsingswaarden of risicogrenswaarden. Een grondige herziening van de 4 documenten van de 'Basisinformatie voor risico-evaluaties' drong zich op.

- Het formularium en de standaard parameterwaarden zijn terug te vinden in het Technical Guidance Document (Cornelis et al., 2013a, meest recente versie op www.s-risk.be)
- Stoffenfiches (Cornelis et al., 2013b, meest recente versies op www.s-risk.be),
- Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen, en toetsingswaarden (dit document)
- Uitvoeren van een 'locatiespecifieke' humaan toxicologische risico-evaluatie (Cornelis et al., 2016)

1.2 ALGEMEEN KADER VAN DE BODEMSANERINGSNORMEN

Overeenkomstig de wettelijke definitie wordt bij de afleiding van de bodemsaneringsnormen rekening gehouden met de kenmerken van de bodem en de functies die hij vervult. Met betrekking tot dit laatste zijn de bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de aarde opgesteld voor vijf bestemmingstypes:

Type I: gebieden met natuurfunctie of natuurwaarde

Type II: landbouwgebieden of (woon)gebieden met een landelijk karakter

Type III: woongebieden en gebieden met een functie passend in een woonzone



Type IV: gebieden met een recreatieve functie

Type V: gebieden met een industriële functie.

De exacte toewijzing van bestemmingen aan een bestemmingstype is opgenomen in het Vlarebo.

De bodemsaneringsnorm type I kent geen aparte onderbouwning, maar heeft dezelfde getalsmatige invulling als de bodemsaneringsnorm type II.

Indien het gedrag van de stof onder beschouwing in belangrijke mate beïnvloed wordt door de bodemkenmerken, wordt voorzien in een rekenregel om van de bodemsaneringsnorm (die opgesteld is voor een standaardbodem) om te rekenen naar een bodem met andere bodemkenmerken. De standaardbodem komt overeen met een kleigehalte van 10 %, een gehalte organisch materiaal van 2% en een pH-KCl van 5.

De voorstellen voor bodemsaneringsnormen worden opgesteld vanuit twee invalshoeken: a) de bescherming van de menselijke gezondheid, de humaan toxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnormen; en b) de bescherming van het ecosysteem, de ecotoxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnormen. Het verschil in waarden tussen de bestemmingstypes wordt bepaald door de mate van gevoeligheid van de eronder vallende functies met betrekking tot menselijke gezondheid en/of ecologische schade.

Bescherming van het grondwater of andere watersystemen is niet opgenomen in de methodiek voor het opstellen van bodemsaneringsnormen. Het bepalen van uitloogrisico's en risico's ten gevolge van verspreiding via grondwater maakt deel uit van de risico-evaluatie tijdens het beschrijvend bodemonderzoek (risico op verspreiding) en komt in het bodemsaneringsproject aan bod bij het vastleggen van risicogebaseerde terugsaneerwaarden. De documenten en het rekenmodel (F-LEACH) voor de bepaling van de risico's door uitloging en de evolutie van de bodemkwaliteit kunnen teruggevonden worden op de OVAM-website (www.ovam.be).

De bodemsaneringsnormen voor grondwater zijn onafhankelijk van de functie en hebben als criterium drinkwaterkwaliteit. Ze worden niet berekend via het S-Risk model. De gebruikte vergelijkingen zijn opgenomen in 2.2.2.

1.3 TRAJECT BIJ HET TOT STAND KOMEN VAN BODEMSANERINGSNORMEN OF TOETSINGSWAARDEN

1.3.1 BODEMSANERINGSNORMEN

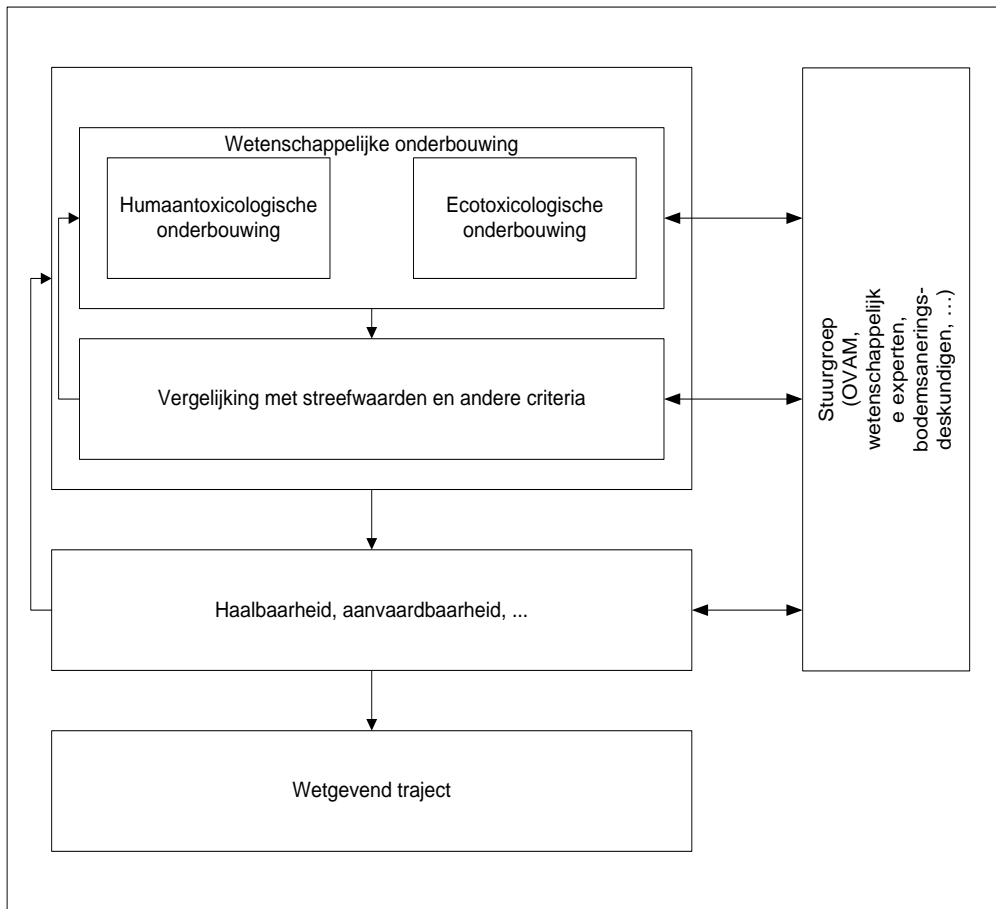
Vooraleer bodemsaneringsnormen effectief in de wetgeving kunnen opgenomen worden, wordt een traject doorlopen dat geschetst wordt in Figuur 1. In eerste instantie wordt een voorstel van bodemsaneringsnormen afgeleid door een team van experts van VITO. Dit voorstel wordt voorgelegd aan een begeleidingscomité met vertegenwoordigers van OVAM, wetenschappelijke experts, bodemsaneringsdeskundigen met kennis van de



beschouwde chemische stoffen, vertegenwoordigers van sectororganisaties, vertegenwoordigers van andere overheden, Eventueel is er reeds een bijdrage geweest vanuit dit begeleidingscomité met betrekking tot stofs specifieke informatie.

Het voorstel van bodemsaneringsnormen is minstens humaan toxicologisch onderbouwd. Indien mogelijk en/of relevant wordt ook voorzien in een ecotoxicologische onderbouwing of aftoetsing. Ook kunnen andere criteria meegenomen worden om de voorgestelde bodemsaneringsnormen te wijzigen. Dit is meestal het geval wanneer voorgestelde waarden zeer hoog zijn. Gezien de samenhang van het systeem van streefwaarden, richtwaarden en bodemsaneringsnormen en de voorwaarde dat de streefwaarden lager liggen bodemsaneringsnormen op een analytisch onderscheidende manier, worden ook streefwaarden voorgesteld en worden de voorgestelde bodemsaneringsnormen hiermee vergeleken. Randvoorwaarden van de chemische analysemethode kunnen leiden tot het verhogen van de voorgestelde bodemsaneringsnormen. Ook in dit stadium is er overleg met het begeleidingscomité om zo tot een – eventueel reeds geïntegreerd – voorstel van bodemsaneringsnormen te komen.





Figuur 1: Typisch traject bij het tot stand komen van bodemsaneringsnormen



Vervolgens wordt de beleidsmatige en praktische haalbaarheid van het voorstel geëvalueerd door OVAM en eventueel ook door de betrokken partijen. Van hieruit gaat een geïntegreerd voorstel verder door naar het wetgevend traject. Indien de stof slechts in een specifieke context aangetroffen wordt, is het ook mogelijk dat de voorgestelde normen niet in de wetgeving (Vlarebo) opgenomen worden.

De richtwaarde wordt pas berekend wanneer de streefwaarde en de bodemsaneringsnormen vastgelegd zijn.

1.3.2 TOETSINGSWAARDEN

Wanneer een bepaalde stof niet opgenomen is in Vlarebo, moet de deskundige een waarde afleiden ter bescherming van de gezondheid van de mens. In dit geval wordt niet gesproken van een bodemsaneringsnorm maar van een toetsingswaarde. Hierbij wordt meestal slechts een beperkt traject doorlopen. Indien relevant stelt de bodemsaneringsdeskundige ook ecotoxicologische toetsingswaarden voor. De toetsingswaarden worden niet noodzakelijk opgesteld voor alle bestemmingstypes, maar kunnen beperkt worden tot het (de) relevante bestemmingstype(s) van het dossier.

1.4 LEESWIJZER

Voorliggend document is bedoeld als toelichting bij de onderbouwing van voorstellen van bodemsaneringsnormen, en als leidraad voor de bodemsaneringsdeskundige bij het afleiden van toetsingswaarden. Aangezien een toetsingswaarde een minder uitgebreide onderbouwing vereist, wordt doorheen het rapport zo veel mogelijk aangeduid welke de minimale vereisten zijn bij het opstellen van een toetsingswaarde.

In HOOFDSTUK 2 wordt in detail ingegaan op de berekening van normen voor de bescherming van de menselijke gezondheid en in HOOFDSTUK 3 wordt kort de werkwijze voor het opstellen van normen ter bescherming van het ecosysteem toegelicht. HOOFDSTUK 4 behandelt de streef- en richtwaarden, terwijl in HOOFDSTUK 5 de integratie van de verschillende waarden besproken wordt.

Het rapport "Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen, toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden" is gerelateerd aan het document "Uitvoeren van een locatiespecifieke humaantoxicologische risico-evaluatie". Dit laatste document bevat een hoofdstuk, waarin de basisprincipes en de achtergrond van een risico-evaluatie toegelicht worden. Deze informatie kan ook nuttig zijn bij het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden. Anderzijds wordt in het document "Uitvoeren van een locatiespecifieke humaantoxicologische risico-evaluatie" verwezen naar voorliggend rapport wanneer het gaat over het opzoeken en interpreteren van informatie omtrent toxicologie, fysicochemie en andere stofspecifieke informatie.



2 OPSTELLEN VAN BODEMSANERINGSNORMEN – DEEL BESCHERMING VAN DE MENSELIJKE GEZONDHEID

De bodemsaneringsnormen of toetsingswaarden voor de bescherming van de menselijke gezondheid worden berekend volgens het formularium en met de parameterwaarden zoals beschreven in de S-Risk Technical Guidance.

Bij het vaststellen van de methodologie voor het opstellen van bodemsaneringsnormen is uitgegaan van enkele belangrijke uitgangspunten:

- 1 de bodemsaneringsnormen hebben tot doel een meer dan gemiddelde bescherming te bieden, wat zich vertaald heeft in onder meer volgende keuzes:
 - a blootstellingsparameters bevinden zich aan de veilige kant: gekozen waarden voor bijvoorbeeld inhalatie, groenteconsumptie, bodem- en stofingestie komen overeen met de hogere percentielen in beschikbare distributies (P90 en hoger);
 - b kinderen worden als een aparte groep beschouwd bij de berekeningen voor niet-carcinogene eindpunten;
- 2 voor niet-carcinogene eindpunten (met drempel) wordt bij de norm ook rekening gehouden met de gemiddelde achtergrondblootstelling via voeding, drinkwater en lucht; deze waarden worden bijgeteld bij de lokale blootstelling;
- 3 voor carcinogene eindpunten zonder drempel wordt een extra levenslang kankerrisico van 1 op 100.000 levenslang blootgestelde personen gehanteerd ($1/10^5$).

De bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de bodem, hierna kortweg bodem genoemd, houden rekening met de functie van de bodem en met de bodemkenmerken. In Vlarebo zijn 5 bestemmingstypes opgenomen (natuur, landbouw, wonen, recreatie, industrie). Met uitzondering van het bestemmingstype natuur, heeft elk van deze bestemmingstypes in S-Risk een vertaling gekregen naar één of twee gebruiksscenario's. De bodemkenmerken worden meegenomen via eventuele relaties van de bodemsaneringsnorm met organisch materiaal, kleigehalte en/of pH. Dit gebeurt alleen indien de bodemeigenschappen een significante invloed hebben op de bodemsaneringsnorm.

Een gebruiksscenario staat voor het geheel van toepasselijke blootstellingswegen¹, in combinatie met parameterwaarden die de intensiteit van contact (vb.: tijdsduur, hoeveelheid bodemingestie) en de kenmerken (vb.: lichaamsgewicht, leeftijd) van de blootgestelde groepen (vb.: peuters, kinderen, volwassenen) weergeven. De standaardscenario's per bestemmingstype en hun overeenkomstige blootstellingswegen, zoals ze gedefinieerd zijn voor normering, zijn opgenomen in Tabel 1. De standaardscenario's uit Tabel 1 zijn generieke scenario's zijn die een breed bereik van bodemgebruiken moeten omvatten (zie de beschrijving van de bestemmingstypes in Vlarebo).

¹ Blootstellingsweg: weg waarlangs de verontreiniging de receptor bereikt (vb.: inname van bodemdeeltjes, inademing van vervluchtigde stoffen)

bestemmingstype	II	III	IV		V	
	landbouw	wonen	dagrecreatie	verblijfsrecreatie	zware industrie	lichte industrie
gebruiksscenario						
blootstellingswegen						
Orale weg						
inname van bodem- en stofdeeltjes	X	X	X	X	X	X
Verbruik van lokale groenten	X	X				
verbruik van lokaal vlees en zuivel	X					
verbruik van drinkwater ^{a)2}	X	X		X	X	X
Dermale weg						
dermaal contact met bodem- en stofdeeltjes	X	X	X	X	X	X
dermaal contact met water 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		
receptoren – blootgestelde groepen						
Kinderen (1 - < 6 jaar)	X	X	X	X		
Jongeren (6 - < 15 jaar)	X	X	X	X		
Volwassenen (> 15 jaar)	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		

Tabel 1: Gebruiksscenario's en blootstellingswegen

² Voor mensen wordt aangenomen dat ze leidingwater verbruiken; voor dieren (landbouwscenario) wordt verondersteld dat ze grondwater drinken

Het gebruiksscenario landbouw geldt voor landelijke gebieden. Mensen brengen vrijwel 24 uur per dag door op de locatie. Voor kinderen wordt rekening gehouden met afwezigheid voor de tijd, die ze op school doorbrengen. Lokaal geteelde voeding maakt een belangrijk deel uit van de totale voeding. Alle leeftijdsgroepen worden beschouwd als blootgestelde groepen.

Het gebruiksscenario woonzone geldt voor woongebieden. Mensen brengen vrijwel 24 uur per dag door op de locatie. Voor kinderen wordt rekening gehouden met afwezigheid voor de tijd, die ze op school doorbrengen. Er wordt aangenomen dat er een tuin, met inbegrip van een moestuin, aanwezig is. Het aandeel van lokale voeding is beperkt tot groenten en neemt een beperkter aandeel in de totale voeding in. Alle leeftijdsgroepen worden beschouwd als blootgestelde groepen.

Het bestemmingstype recreatie heeft twee standaard gebruiksscenario's: dagrecreatie en verblijfsrecreatie. In het scenario voor dagrecreatie wordt uitgegaan van buitenactiviteiten (wandelen, sporten, ...) en dit gedurende een beperkte tijd per dag en een beperkt aantal dagen per week. Het aantal blootstellingswegen is dan ook beperkt. Bij verblijfsrecreatie houden we rekening met overnachting en verblijf gedurende een beperkte periode. De blootstellingswegen zijn gelijk aan die van wonen, met uitzondering van de consumptie van lokaal geteelde groenten. Alle leeftijdsgroepen worden beschouwd als blootgestelde groepen.

Het bestemmingstype industrie heeft twee standaard gebruiksscenario's: lichte industrie en zware industrie. Lichte industrie staat vooral voor kantoren en commerciële locaties en gaat er van uit dat het merendeel van de arbeidstijd binnen doorgebracht wordt. Bij zware industrie wordt een groter deel van de tijd in buitenlucht doorgebracht. De tijdsduur op het terrein is beperkt tot de arbeidstijd en alleen volwassenen worden als blootgestelde groep beschouwd.

2.1 DATAVERZAMELING

Normering: Bij normering wordt een beschrijvend deel voorzien dat tot doel heeft achtergrondinformatie te geven over de betreffende stof(fen) met betrekking tot hun bronnen, aard en vorm van voorkomen, gedrag in bodem en milieu, algemene blootstelling en gezondheidseffecten. Daarnaast wordt voorzien in de vereiste cijfermatige informatie. Een voorbeeld voor de indeling van een normeringsrapport is opgenomen in Bijlage A.

Toetsingswaarden: Hier kan het beschrijvende deel beknopter zijn. Wel is het van belang inzicht te hebben in de vorm waarin de stof voorkomt, essentiële kenmerken van gedrag (vb: speciatie, vluchtigheid, oplosbaarheid) en kritische gezondheidseffecten. De nadruk ligt daarna op de cijfermatige informatie.

De informatie wordt voorzien van de nodige referenties omwille van traceerbaarheid van de data. Gemaakte keuzes worden duidelijk geargumenteed.



- vorm waaronder de stof voorkomt: al dan niet optreden van dissociatie bij organische verbindingen (invloed van pH op gedrag), speciatie en oxidatietoestand voor metalen en anorganische verbindingen,
- mobiliteit: oplosbaarheid, wijze van sorptie in de bodem, invloed van bodemeigenschappen op gedrag,
- vluchtigheid,
- afbraak en omzetting.

De vorm waaronder de stof voorkomt kan van groot belang zijn voor het berekenen van de norm. Voor organische verbindingen zal vooral nagegaan worden of de stof al dan niet zuurdissociatie vertoont en onder welke vorm ze voorkomt bij typische waarden van de bodem-pH. Deze factor is van invloed op de selectie van de fysicochemische parameterwaarden. Ze moeten immers betrekking hebben op de vorm, die in de bodem voorkomt. Voor anorganische stoffen spelen speciatie en oxidatietoestand een belangrijke rol, zowel in gedrag als eventueel ook naar toxiciteit. De weergave van een Eh-pH-diagram³ kan nuttige informatie aanleveren. Deze informatie bepaalt de vormen waarvoor eventueel een norm moet worden opgesteld en waarvoor dus kwantitatieve informatie moet worden opgezocht.

Voor organische verbindingen moet ook aandacht besteed worden aan afbraak en omzetting. Deze elementen worden in de normering niet meegenomen, maar ze zijn van groot belang in de risico-evaluatie. De informatie kan wijzen op sterke persistentie (nauwelijks omzetting), maar ook op snelle omzetting naar hetzij minder schadelijke vormen, hetzij meer schadelijke vormen. In het laatste geval kan de noodzaak blijken om voor het metaboliet een norm te berekenen.

De beschrijving van het gedrag en de fysicochemische parameters (zie hierna) laten toe af te leiden welke verspreidingswegen van belang zijn en hoe de verontreinigingssituatie kan evolueren. Voor te normeren parameters zal een uitgebreide beschrijving opgenomen worden in de normeringsrapporten. Voor toetsingswaarden volstaat een korte opzoeking naar waarden met referenties en summiere argumentatie.

2.1.3.2 Fysicochemie

In Tabel 2 is de lijst van fysicochemische parameters opgenomen, waarvoor een waarde vereist of optioneel is om berekeningen met S-Risk mogelijk te maken. Deze lijst is afhankelijk van het type verontreiniging (anorganisch/organisch).

Details over hoe fysicochemische parameters moeten/kunnen ingevuld worden in S-Risk zijn opgenomen in de gebruikershandleiding (www.s-risk.be) en worden hierna kort toegelicht.

³ Een Eh-pH diagram geeft het voorkomen van de oplosbare en vaste vormen van een bepaald element in waterig milieu onder invloed van pH en redoxpotentialiaal (pE), in evenwicht

Organische verbindingen

Voor organische verbindingen kunnen de vereiste fysicochemische gegevens opgezocht worden via onder meer volgende referenties:

- OECD eChemPortal: http://www.echemportal.org/echemportal/index?pageID=0&request_locale=en ([metadatabank](#))
- Hazardous Substances Databank (HSDB): <http://toxnet.nlm.nih.gov/newtoxnet/hsdb.htm>
- ECHA databank: <http://echa.europa.eu/information-on-chemicals>, en <http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/information-from-existing-substances-regulation> (uitgebreide stoffenrapporten opgemaakt ten tijde van de wetgeving bestaande stoffen)
- Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals (Verschueren, 2008)
- Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals (Mackay et al., 2006).

Voor de opstelling van toetsingswaarden kan de informatie uit deze databanken meestal volstaan en kan men één waarde voorstellen, die als meest betrouwbaar uit de databanken komt. Voor weinig courante stoffen is het mogelijk dat de databanken geen gegevens bevatten. In dit geval kan men overgaan tot een opzoeking in de meer wetenschappelijke literatuur via databanken als:

- Google: scholar.google.com
- Elsevier ScienceDirect: <http://www.sciencedirect.com/>

Indien geen getalswaarden worden gevonden, dan kan gebruik gemaakt worden van QSAR's⁴ om eigenschappen te schatten. Een veel gebruikt software-pakket is Epi-Suite: <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuitedi.htm>. Hoewel veel omslachtiger, is het ook mogelijk om de OECD Toolbox te gebruiken (<http://www.oecd.org/chemicalsafety/risk-assessment/theoecdqsartoolbox.htm>). Men kan in de literatuur ook QSAR's vinden voor specifieke stofgroepen (zie bvb. <http://www.epa.gov/athens/research/sparc.html>). QSAR's mogen alleen gebruikt worden voor een stof indien deze zich binnen het toepassingsgebied van de QSAR bevindt.

Dampdruk, oplosbaarheid en Henry-coëfficiënt

De geselecteerde waarden voor dampdruk, oplosbaarheid en Henry-coëfficiënt zijn waarden die bij eenzelfde temperatuur bepaald of afgeleid zijn. De temperatuur, waarbij ze bepaald of berekend zijn, ligt in het bereik van bodem- tot omgevingstemperatuur (10 – 20 °C). De temperatuur heeft immers een grote invloed op deze

⁴ QSAR: Quantitative Structure Activity Relationship

waarden. De waarde voor de dampdruk wordt alleen gebruikt voor het berekenen van de Henry-coëfficiënt (indien deze laatste niet ingegeven wordt). Zelfs indien de Henry-coëfficiënt ingegeven wordt, moet de geselecteerde waarde voor dampdruk zo correct mogelijk zijn om latere fouten te vermijden. De oplosbaarheid wordt eveneens gebruikt voor het berekenen van de Henry-coëfficiënt indien deze niet ingegeven is en voor het aftoppen van de poriewaterconcentratie en de berekende bodemsaneringsnorm voor grondwater (de berekening van de bodemsaneringsnorm voor grondwater gebeurt niet in S-Risk, zie 2.2.2).

Voor stoffen die bij omgevingstemperatuur⁵ vast zijn worden de dampdruk en de oplosbaarheid van de onderkoelde vloeistof (sub-cooled liquid) genomen.

Gepubliceerde waarden voor Henry-coëfficiënten kunnen op twee manieren uitgedrukt worden, hetzij met dimensies (SI-eenheden Pa.m³/mol) hetzij dimensieloos. De te rapporteren en in S-Risk in te voeren waarde is uitgedrukt in Pa.m³/mol. Omrekening tussen beide vormen is mogelijk via de formule

$$H'=H/(R.T)$$

met H' de dimensieloze Henry-coëfficiënt, H de Henry-coëfficiënt (Pa.m³/mol), R de universele gasconstante (8,314 Pa.m³/mol.K) en T de temperatuur (K). Soms worden ook de inverse waarden gepubliceerd (Henry-coëfficiënten voor oplosbaarheid). Deze laatste moeten uiteraard omgezet worden alvorens in S-Risk te gebruiken.

Octanol-water verdelingscoëfficiënt (Kow) en verdelingscoëfficiënt organische koolstof-water (Koc)

De Kow kan opgezocht worden in de literatuur of kan berekend worden via QSAR's (zoals in Epi-Suite). De Koc kan eveneens opgezocht worden of kan in S-Risk berekend worden via de voorhanden zijnde QSAR's (algemene QSAR en relaties voor specifieke stofgroepen).

Wanneer een stof zich als zuur of base gedraagt, is het van belang een voor de bodem geschikte Koc (verdelingscoëfficiënt organische koolstof-water) te selecteren. Geschikt wil zeggen bij de voorkomende bodem-pH. De pKa (zuurdissociatieconstante) wordt ook gerapporteerd. Een alternatief is om de Kd uit de Kow te laten berekenen in S-Risk zelf, waarbij de pKa dan een vereiste invoerwaarde is. Dit laatste wordt toegepast bij het opstellen van bodemsaneringsnormen, tenzij de data aantonen dat de QSAR in S-Risk niet van toepassing zou zijn.

⁵ De Henry-coëfficiënt wordt berekend uit de verhouding van de dampdruk en de oplosbaarheid. Dit moeten altijd overeenstemmende waarden zijn: hetzij van de vaste stof, hetzij van de onderkoelde vloeistof. Omdat voor verdere berekeningen (vb ook puur product) de oplosbaarheid van de onderkoelde vloeistof van belang is, moeten in S-Risk voor stoffen die vast zijn bij omgevingstemperatuur de waarden voor de onderkoelde vloeistof gebruikt worden.

Kow en Koc worden vaak gerapporteerd als tiendelige logaritme (log Kow en log Koc). Bij hoge waarden voor deze parameter is het soms handiger deze als log-waarde te vermelden. De invoer in S-Risk is evenwel de absolute niet-getransformeerde waarde (Kow en Koc).

Permeatiecoëfficiënt door PE en PVC

Het is vooral van belang de permeatiecoëfficiënt door polyethyleen (PE) te kennen. De diffusiecoëfficiënt door PVC kan gelijk gesteld worden aan de waarde voor PE/1000 indien waarden ontbreken. Voor de meeste stoffen kan men zich baseren op de gegevens opgenomen in de onderbouwing van de interventiewaarden in Nederland (www.rivm.nl). Voor andere stoffen kunnen waarden opgezocht worden in de literatuur. Er zijn ook schattingsmethoden beschikbaar.

Diffusiecoëfficiënt in lucht en water

De diffusiecoëfficiënt in lucht en water kan opgezocht worden. Er is ook een calculator beschikbaar op de website van US-EPA, die gedetailleerde formules gebruikt (<http://www.epa.gov/AthensR/learn2model/part-two/onsite/estdiffusion-ext.html>). Voor het opstellen van toetsingswaarden kan men de diffusiecoëfficiënten ook laten berekenen in S-Risk, waarbij een meer eenvoudige formule gebruikt wordt. De diffusiecoëfficiënt in lucht is vooral van belang voor vluchtige stoffen. De diffusiecoëfficiënt in water is minder belangrijk.

Voor de opstelling van bodemsaneringsnormen wordt er naar gestreefd om een overzicht te geven van het bereik van waarden dat teruggevonden wordt om de onzekerheid te kennen en van daaruit een beste schatting te selecteren. Daarom worden meerdere referenties geraadpleegd en wordt vaak ook een literatuuroepzoeking uitgevoerd. Bij een beperkte set van experimentele gegevens of grote onzekerheid, kan best vergeleken worden met QSAR-voorspellingen.

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. 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 de lognormale verdeling zijn een geometrisch gemiddelde of een gemiddelde berekend na logaritmische transformatie van de data. Als Koc-waarde en als Kow-waarde wordt meestal het gemiddelde van de logaritme (basis 10) geselecteerd. Omwille van onzekerheid in de data kan altijd afgeweken worden van (geometrisch) gemiddelde waarden.

Metalen (en andere anorganische stoffen)

Voor metalen is het van belang na te gaan in welke mate speciatie een rol speelt in hun gedrag in het milieu en, indien nodig, de informatie per relevante vorm weer te geven en te verwerken. Speciatie beïnvloedt zowel

sorptie als verdere overdracht in de voedselketen als toxiciteit. Bij organometaalverbindingen moet nagegaan worden of ze best als organische verbinding of als metaal worden beschouwd.

Dampdruk, oplosbaarheid en Henry-coëfficiënt

De meeste metalen en anorganische stoffen zijn niet vluchtig. Hun dampdruk en Henry-coëfficiënt worden dan gelijk gesteld aan nul. De oplosbaarheid van metalen wordt op een hoge arbitraire waarde ($1 \cdot 10^6$ mg/l) ingesteld, zodat de relatie tussen concentratie in bodem en bodemwater uitsluitend berekend wordt door de Kd en niet afgetopt wordt door de oplosbaarheid⁶.

Verdelingscoëfficiënt bodem – water (Kd)

Voor metalen en andere anorganische stoffen bevatten de vermelde databanken onder het luik organische verbindingen vaak onvoldoende informatie over het sorptiegedrag. Dit gedrag is ook sterk afhankelijk van de bodemkenmerken. Een gerichte (literatuur)opzoeking is hier noodzakelijk om tot een geschikte sorptiecoëfficiënt (in dit geval Kd-waarde) te komen (vb: Google Scholar, Science Direct). Nuttige informatie is ook terug te vinden in volgende databanken en rapporten:

- de stoffendossiers in de ECHA-databank (<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/information-from-existing-substances-regulation>)
- Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste (Allison en Allison, 2005),
- Bepaling van veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen bij bodemverontreiniging in Vlaanderen (Smolders et al., 2000).

De verdelingsfactor kan als een waarde gekozen worden (zo goed mogelijk aansluitend bij de bodemkenmerken) of als een functie die de relatie met bodemkenmerken weergeeft. Voor het opstellen van bodemsaneringsnormen is een uitgebreide opzoeking naar het sorptiegedrag noodzakelijk en wordt nagegaan of een relatie met bodemeigenschappen kan worden afgeleid. De geselecteerde waarden moeten relevant zijn voor Vlaamse bodems. Voor toetsingswaarden kan men zich beperken tot een waarde relevant voor de bodemtypes op de locatie, maar men moet zich er van bewust zijn dat de variatie in Kd-waarden groot kan zijn. Bij toetsingswaarden is de Kd voor metalen alleen van belang indien uitloging een rol speelt (bvb: type II scenario, of een locatiespecifiek scenario waarbij grondwater wordt gebruikt).

Permeatiecoëfficiënt door PE en PVC

Voor metalen wordt de permeatiecoëfficiënt doorheen leidingen gelijk gesteld aan nul.

⁶ De oplosbaarheid van metalen wordt zeer sterk bepaald door lokale omstandigheden en kan bij normering nauwelijks meegenomen worden. Daarom wordt de concentratie van een metaal in oplossing berekend via de Kd-relatie en wordt deze in S-Risk – in tegenstelling tot wat bij organische verbindingen gebeurt – niet begrensd door de oplosbaarheid.



Diffusiecoëfficiënt in lucht en water

Voor niet-vluchtige metalen zijn de diffusiecoëfficiënten in lucht en water niet van belang. Deze parameters worden immers alleen meegenomen bij uitdamping. Voor vluchtige metalen (dampdruk $\neq 0$) worden best diffusiecoëfficiënten opgezocht.

2.1.4 Overdracht naar de voedselketen

Bij het opstellen van bodemsaneringsnormen is het altijd noodzakelijk een evaluatie uit te voeren van de overdracht doorheen de voedselketen:

- Overdracht naar consumptie- en voedergewassen (groenten, aardappelen, granen, gras),
- Overdracht naar vlees (spier en orgaanvlees) en melk,
- (Overdracht naar kippeneieren).

De overdracht naar kippeneieren is geen standaardblootstellingsweg in de scenario's, maar bij particuliere tuinen kan dit toch van belang zijn voor persistente organische stoffen. Het wordt daarom best meegenomen bij de bespreking van de overdracht doorheen de voedselketen.

Bij het afleiden van toetsingswaarden is de evaluatie van de overdracht doorheen de voedselketen alleen noodzakelijk indien de geselecteerde gebruikstypes dit in rekening brengen (landbouwfunctie, wonen).

Een kwalitatieve beschrijving van de mate waarin een stof overgedragen wordt naar plantaardige en dierlijke producten is altijd nodig. Dit zal immers bepalen hoeveel aandacht aan de overdrachtsfactoren gegeven wordt.

Organische verbindingen

Voor organische verbindingen kunnen de overdrachtsfactoren naar planten, vlees en dierlijke producten berekend worden uit de Kow. Dit kan uitgevoerd worden binnen het S-Risk model. Toch is het best om na te gaan of er experimentele data bestaan. Deze kunnen dan op zich gebruikt worden, of ter verificatie van de voorspelde data. De relevante parameters zijn opgenomen in Tabel 3.

transferfactor	
Planten	
BCF (mg/kg ds per mg/m ³)	gedifferentieerd per groente of groentetype, graan en gras (zie S-Risk en S-Risk 'Technical Guidance' voor groenten/groentetypes)
BCF (mg/kg ds per mg/kg ds)	wordt op termijn voorzien in S-Risk
Dieren	
BTF vlees en melk (mg/kg per mg/d)	gedifferentieerd naar: rundsvlees, rundslever, rundsnier, koemelk, schapenvlees
BTF eieren (mg/kg per mg/d)	bodem naar ei en voeder naar ei

Tabel 3: Transferfactoren naar planten en dieren voor organische verbindingen

Voor planten zijn ook nog volgende factoren voorzien:

- Volumetrische uitwasfactor voor deeltjes
- Metabolisatiesnelheid in de plant
- Fotodegradatiesnelheid in de plant.

In de meeste gevallen zal er geen informatie zijn om de standaardwaarden van deze parameters te wijzigen.

Indien experimentele gegevens voor de opname door planten gebruikt worden in S-Risk, dan moeten deze op dit moment uitgedrukt zijn als mg/kg ds in de plant per mg/m³ in het bodemwater. Op termijn zal de mogelijkheid voorzien worden om waarden uitgedrukt per mg/kg ds in de bodem in te geven. Bij het opstellen van bodemsaneringsnormen wordt daarom nagegaan welke voor de beschouwde stof de meest geschikte eenheden zijn, eventueel worden voor beide eenheden waarden voorzien.

Voor overdracht naar vlees zijn er vaak weinig experimentele data beschikbaar en wordt eerder gebruik gemaakt van de door S-Risk berekende transferfactoren. Hier moet rekening gehouden worden met mogelijke metabolisatie in het dier, waardoor concentraties lager liggen dan voorspeld met het Kow-model. Bij overdracht naar dierlijke producten (vee) moet ook aandacht besteed worden aan de invloed van de bodemmatrix op de beschikbaarheid voor opname (dieren eten immers ook bodemdeeltjes bij grazen of pikken). Dit kan weergegeven worden via de parameter 'relatieve biobeschikbaarheid vanuit bodem' (RBAC,soil).

De transferfactoren bij kippen kunnen niet voorspeld worden en moeten dus opgezocht worden. Bij kippen speelt de inname via voeder, via bodem en indirect via de relatie bodem-worm-kip. De transferfactor van bodem naar ei houdt rekening met de overdracht door oppikken van bodemdeeltjes en de indirecte overdracht via wormen⁷. Voor de transferfactor van voeder naar ei kan, bij afwezigheid van experimentele data, tentatief gebruik gemaakt worden van de informatie uit Tabel 4. De overdracht naar kippeneieren is niet van belang bij log Kow-waarden onder 2 à 3. Voorbeelden van stofgroepen waarbij overdracht naar kippeneieren wel van belang is, zijn de dioxines en PCB's, en de persistente pesticiden zoals DDT.

⁷ Een model voor het berekenen van de globale transferfactor van bodem naar kippenei, met inbegrip van de indirecte relatie via regenworm werd uitgewerkt in het project 'referentiewaarden lokale voeding' (Cornelis et al., 2014).

Log Kow	BTF _{ei}
< 0	0,24
0 – 1	0,41
1 – 2	0,33
2 – 3	1,06
3 – 4	7,48
4 – 5	0,89
5 – 6	19,8
6 – 7	13
7 – 8	6,10
> 8	1,7

Tabel 4: Biotransferfactoren (mg/kg ei per mg/d) overgenomen uit Cornelis et al. (2014) en afgeleid van Leeman et al. (2007)

Metalen

Voor metalen is het niet mogelijk om de overdrachtsfactoren naar planten en dierlijke producten te voorspellen. Er moeten bijgevolg experimentele gegevens opgezocht worden.

Voor de overdracht van metalen naar planten spelen de bodemkenmerken een belangrijke rol. Bij het inventariseren van gegevens moet bijgevolg gerapporteerd worden welke de experimentele bodemkenmerken waren. Ook moet de speciatie gerapporteerd worden. Bij voorkeur worden de gegevens gedifferentieerd naar gewastype. Bioconcentratiefactoren worden dan geselecteerd in functie van het bodemtype (toetsingswaarden) of voor verschillende bodemtypes, eventueel uitgedrukt als een relatie met bodemkenmerken (bodemsaneringsnormen). In tegenstelling tot de fysicochemische factoren, worden de transferfactoren eerder aan de veilige kant gekozen (waarden hoger dan gemiddeld). De relevante transferfactoren zijn opgenomen in Tabel 5.

transferfactor	
	Planten
BCF (mg/kg ds per mg/kg ds)	gedifferentieerd per groente of groentetype, graan en gras (zie S-Risk en S-Risk Technical Guidance voor groenten/groentetypes)
	Dieren
BTF vlees en melk (mg/kg per mg/d)	gedifferentieerd naar: rundsvlees, rundslever, rundsnier, koemelk, schapenvlees
BTF eieren (mg/kg per mg/d)	bodem naar ei en voeder naar ei

Tabel 5: Transferfactoren naar planten en dieren voor metalen

Bij metalen treedt vaak een accumulatie in orgaanvlees op. Indien beschikbaar worden hiervoor aparte waarden ingevuld. Bij overdracht naar dierlijke producten (vee) moet ook aandacht besteed worden aan de invloed van de bodemmatrix op de beschikbaarheid voor opname (dieren eten immers ook bodemdeeltjes bij grazen of pikken). Dit kan weergegeven worden via de parameter 'relatieve biobeschikbaarheid vanuit bodem' ($RBA_{c,soil}$). De overdracht van metalen naar kippeneieren is beperkter dan bij lipofiele organische verbindingen.

Bij kippen speelt de inname via voeder, via bodem en indirect via de relatie bodem-worm-kip. De transferfactor van bodem naar ei houdt rekening met de overdracht door oppikken van bodemdeeltjes en de indirecte overdracht via wormen⁶.

2.1.5 VOORKOMEN IN MILIEU EN HUMANE BLOOTSTELLING

Bij het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden wordt ook rekening gehouden met het voorkomen van de stof in het milieu onder algemene achtergrond. Dit gebeurt omwille van drie redenen:

- verificatie van de berekende waarden,
- bepaling van normale waarden in bodem (zie ook streefwaarden),
- de algemene blootstelling van de bevolking wordt bijgeteld bij de inname als gevolg van de verontreiniging in het geval van niet-carcinogene stoffen of niet-carcinogene eindpunten.

2.1.5.1 Voorkomen in milieu

Volgende informatie wordt opgezocht:

- Normale gehalten in bodem en in grondwater (dit wordt verder toegelicht in 4.1 Streefwaarden),
- Typische gehalten in buitenlucht (en in binnenlucht),
- Typische gehalten in leidingwater

Voor typische gehalten in buitenlucht en leidingwater wordt in eerste instantie gekeken naar de gehalten die voorkomen in Vlaanderen. De informatie hiervoor kan gevonden worden op de website van de VMM (www.vmm.be):

- Luchtkwaliteit in Vlaanderen – jaarverslag immissiemeetnetten: de meest recente gegevens worden genomen; er wordt een gemiddelde gemaakt van de meetresultaten, met uitsluiting van meetposten bij specifieke bronnen,
- Rapportering drinkwaterkwaliteit: de meest recente gegevens worden genomen; er wordt een gemiddelde gemaakt van de gegevens.

Indien mogelijk worden ook concentraties in binnenlucht gerapporteerd. Tot nu toe werden voor binnenlucht nog geen aparte concentraties meegenomen omdat deze voor sommige stoffen vrij hoog zijn en de impact op normering niet geëvalueerd is. Men kan daarom de achtergrondbinnenluchtconcentratie gelijk stellen aan de achtergrondbuitenluchtconcentratie.

Zijn er geen Vlaamse gegevens beschikbaar, dan wordt op zoek gegaan naar Europese gegevens via databanken of literatuurzoekingen, of eventueel ruimer. Ook hier wordt gestreefd naar een gemiddelde of typische waarde.



2.1.5.2 Voorkomen in voeding en humane blootstelling

Volgende informatie wordt opgezocht:

- concentraties in voeding: vlees, orgaanvlees, melk, boter, eieren, groenten
- inname in de bevolking in functie van leeftijd.

Bij de berekeningen wordt de gemiddelde inname via voeding meegenomen in de risicotoetsing. Ze wordt bijgeteld bij de blootstelling afkomstig van de verontreinigde locatie. Bij de scenario's landbouw en wonen wordt de achtergrondinname verminderd met het aandeel lokale voeding (deze berekeningen worden door S-Risk uitgevoerd). Dit gebeurt via de concentraties in dierlijke producten (landbouwscenario) en in groenten (landbouw- en woonscenario). Daarom is het van belang dat de data voor gemiddelde inname van de stof via voeding en de concentraties in voeding zoveel mogelijk dezelfde herkomst hebben. Indien toetsingswaarden alleen berekend worden voor scenario's zonder lokale consumptie, dan kan het volstaan informatie over inname in de bevolking op te zoeken en kunnen de achtergrondconcentraties in S-Risk op nul gesteld worden. In andere gevallen en bij het berekenen van bodemsaneringsnormen moeten achtergrondconcentraties in voeding opgezocht worden (gemiddelde waarden).

Het zal vaak niet mogelijk zijn om innames (uitgedrukt in mg/kg.d) te vinden voor alle leeftijdsklassen in S-Risk. Indien alleen cijfers voor volwassenen gevonden worden, dan kan via de Tabel 6 (overgenomen uit de TGD van S-Risk) een schatting gemaakt worden voor de overige leeftijdsklassen. Zijn er alleen cijfers voor enkele leeftijdsklassen, dan kan geïnterpoleerd worden voor de overige leeftijdsklassen.

leeftijd	1 - < 3 jr	3 - < 6 jr	6 - < 10 jr	10 - < 15 jr	15 - < 21 jr	21 - < 31 jr	31 jr en ouder
verhouding	1,72	1,85	1,56	1,21	1,06	0,99	1

Tabel 6: Aanpassingsfactoren voor omrekening van de achtergrondinname via voeding door volwassenen (uitgedrukt in mg/kg.d) naar kinderen (overgenomen uit S-Risk TGD)

Volgende bronnen kunnen geraadpleegd worden:

- België: Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen (FAVV): www.favv.be,
- Europa: European Food Safety Authority (EFSA): <http://www.efsa.europa.eu/>,
- Andere Europese landen: <https://www.anses.fr/fr/thematique/alimentation-et-nutrition-humaine> (Frankrijk), <http://www.food.gov.uk/science/research/surveillance/food-surveys> (Groot-Brittannië), www.rivm.nl (Nederland),
- Canada: <http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/index-eng.php>,
- VS: <http://www.fda.gov/food/foodscienceresearch/totaldietstudy/default.htm>.



Vaak kan informatie gevonden worden via literatuurstudie. Belgische studies hebben voorrang, gevolgd door studies uit Europese landen met een voedselpakket dat aanleunt bij het Belgische. Bijkomend wordt de voorkeur gegeven aan de meest recente studies.

Bij de verwerking van de gegevens wordt gebruik gemaakt van gemiddelden of typische waarden.

Indien alleen concentraties beschikbaar zijn zonder geschikte innamestudie, dan kan men zelf een (leeftijdsafhankelijke) inname berekenen via het gebruik van de Belgische gegevens in de EFSA voedselconsumptiedatabank (EFSA Comprehensive Food Consumption Database, <http://www.efsa.europa.eu/en/datexfoodcdb/datexfooddb>). Hierbij wordt gebruik gemaakt van de gemiddelde consumptiecijfers.

Let op: bij innamestudies wordt de inname via drinkwater soms meegeteld. Indien deze bijdrage relevant is, dan moet de inname via drinkwater ofwel in mindering gebracht worden van de totale inname ofwel behoudt men deze bijdrage en stelt de achtergrondconcentratie in leidingwater (zie paragraaf: Voorkomen in milieu) gelijk aan nul.

2.1.6 HUMANE TOXICOLOGIE

Het luik humane toxicologie omvat enerzijds een beschrijving van de toxicologische eigenschappen van de contaminant en anderzijds een opsomming, met de nodige achtergrondinformatie, van de carcinogeniteitsklasse en de toxicologische toetsingswaarden. Deze toxicologische toetsingswaarden geven de niveaus weer waarmee de risicotetsing zal gebeuren.

2.1.6.1 Toxicologie

Bij het opstellen van bodemsaneringsnormen wordt een beschrijving van de toxicologie voorzien, volgens de typische structuur van toxicologische overzichtswerken. Het is hierbij niet de bedoeling om deze overzichtswerken over te nemen, maar om inzicht te krijgen in de toxicokinetiek en de kritische effecten van de stoffen.

Bij het opstellen van toetsingswaarden kan een beknopt overzicht gegeven worden van de kritische effecten. Dit kan onder meer op basis van samenvattingen in overzichtswerken, indien deze beschikbaar zijn, of via de achtergrondinformatie bij de toxicologische referentiewaarden. Er moet altijd gekeken worden naar de informatie over carcinogeniteit.

Onderstaande structuur kan als leidraad genomen worden bij het bespreken van de toxicologie.

- Toxicokinetiek:
 - Absorptie, distributie, metabolisatie en excretie,
 - Eventuele accumulatie in het lichaam,
- Effecten bij korte-termijn blootstelling
- Effecten bij lange-termijn blootstelling



- Irritatie en sensibilisatie
- Reproductietoxiciteit⁸, ontwikkelingstoxiciteit⁹ en teratogeniteit¹⁰
- Genotoxiciteit
- Carcinogeniteit
- Andere eindpunten:
 - Cardiovasculair
 - Zenuwstelsel
 - Immuunsysteem
 - ...

De effecten worden besproken per route van blootstelling, aandacht gaat ook naar de aard van de effecten: lokaal of systemisch omdat dit impact heeft op de wijze van risicotetsing. Daarnaast wordt aandacht besteed aan eventuele verschillen in gevoeligheid tussen leeftijdsgroepen, met specifieke aandacht voor kinderen.

Toxicologische informatie kan teruggevonden worden via onder meer de hierna opgesomde bronnen. Vaak bevatten deze referenties ook toxicologische toetsingswaarden en andere cijfermatige informatie, die aan bod komt in het deel Toxicologische toetsingswaarden (+ dermale absorptie).

- Europa:
 - EFSA: <http://www.efsa.europa.eu/>
 - ECHA : <http://echa.europa.eu/information-on-chemicals>, en <http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/information-from-existing-substances-regulation>
- Wereldgezondheidsorganisatie (WHO, JECFA, IPCS):
 - Via <http://www.inchem.org/>
 - Drinking water guidelines: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/guidelines/en/,
 - Air quality guidelines: http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/outdoorair_aqg/en/ en <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2010/who-guidelines-for-indoor-air-quality-selected-pollutants>,
- Verenigde Staten :
 - IRIS-databank : www.epa.gov/iris,
 - PPRTV: <http://hhpprtv.ornl.gov/>,
 - ATSDR: <http://www.atsdr.cdc.gov/substances/index.asp>,
 - California Environmental Protection Agency: <http://www.oehha.ca.gov/risk/ChemicalDB/index.asp>,
- Overige:
 - RIVM (Nederland): www.rivm.nl

⁸ Reproductietoxiciteit: nadelige effecten op de geslachtsfuncties en vruchtbaarheid van het organisme, en nadelige effecten op de ontwikkeling van de nakomelingen (UNECE 2013, deel 3, p 177)

⁹ Ontwikkelingstoxiciteit: toxiciteit geïnitieerd tijdens de zwangerschap of als gevolg van blootstelling van de ouders, die zich voordoet op enig moment in het leven van het organisme (UNECE 2013, deel 3, p 177)

¹⁰ Teratogeniteit: misvormingen veroorzakend bij de foetus



IARC	US-EPA - 1986 guidelines	US-EPA - 2005 guidelines**	EU – GHS***
groep 1: humaan carcinogeen	groep A: humaan carcinogeen	humaan carcinogeen	carcinogeen Cat. 1A: bekend kankerverwekkend (H350)
groep 2A: waarschijnlijk humaan carcinogeen	groep B1: waarschijnlijk humaan carcinogeen, voldoende bewijs in epidemiologische studies	waarschijnlijk humaan carcinogeen	carcinogeen Cat. 1B: verondersteld kankerverwekkend (H350)
groep 2 B: mogelijk humaan carcinogeen	groep B2: waarschijnlijk humaan carcinogeen, voldoende bewijs in dierenstudies	indicaties voor carcinogeen vermogen	carcinogeen Cat. 2: verdacht kankerverwekkend te zijn (H351)
groep 3: niet indeelbaar	groep C: mogelijk humaan carcinogeen	onvoldoende informatie om carcinogeen vermogen vast te stellen	mutageen Cat. 1A: stoffen die erfelijke mutaties veroorzaken (H340)
groep 4: waarschijnlijk niet carcinogeen	groep D: niet indeelbaar	carcinogeniteit weinig waarschijnlijk	mutageen Cat. 1B: moeten beschouwd worden als stoffen die erfelijke mutaties veroorzaken (H340)
	groep E: waarschijnlijk niet carcinogeen		mutageen Cat. 2: veroorzaken mogelijk erfelijke mutaties (H341)

Tabel 7: Overzicht van de classificatiesystemen voor humane carcinogeniteit van stoffen (kleurencodes: zie tekst)*

*: rijen in de tabel mogen niet beschouwd worden als gelijkwaardige indelingen

** : stoffen geëvalueerd volgens de guidelines van 2005 hebben geen cijfermatige indeling meer, maar een beschrijvende interpretatie van de carcinogeniteit, de samenvattende zin wordt altijd toegelicht

***: volgens bijlage I van de CLP wetgeving (Verordening (EC) N° 1272/2008)

Indien de stof carcinogeen is, wordt ook informatie opgenomen over het carcinogene werkingsmechanisme, voor zover beschikbaar.

2.1.6.2 Toxicologische referentiewaarden (+ dermale absorptie)

De toxicologische referentiewaarden worden afgeleid van de kwantitatieve toxicologische informatie uit dierenproeven en epidemiologische studies. Deze referentiewaarden worden afgeleid voor het meest gevoelige / de meest gevoelige eindpunten. Zowel bij normering als bij het opstellen van toetsingswaarden wordt in principe gebruik gemaakt van referentiewaarden, die door andere instanties zijn opgesteld. De beschikbare waarden worden opgelijst en er wordt een oordeelkundige, onderbouwde keuze gemaakt. Indien geen recente toxicologische referentiewaarden beschikbaar zijn, is het nuttig om de literatuur te raadplegen om na te gaan of recentere informatie over kritische eindpunten beschikbaar is, die zou leiden tot een wijziging in referentiewaarden.

In een eerste stap wordt nagegaan of de stof als carcinogeen of niet-carcinogeen moet worden beschouwd. Dit gebeurt op basis van de informatie uit de carcinogene classificaties. Stoffen worden als carcinogeen (rood in Tabel 7) beschouwd indien ze:

- Ingedeeld zijn als humaan carcinogeen,



het werkingsmechanisme. Meestal gaat men voor genotoxische stoffen, die direct reageren met het DNA en mutageen zijn, uit van de afwezigheid van een drempel. Voor niet-genotoxische carcinogenen kan men aannemen dat er een drempel is voor effecten. Indien het mechanisme onvoldoende duidelijk is, zal men uit voorzorg uitgaan van de afwezigheid van een drempel. Is men zeker dat een drempelmechanisme kan gevolgd worden, dan worden dezelfde toetsingswaarden gebruikt als voor niet-carcinogene stoffen. Gaat men uit van afwezigheid van een drempel, dan worden volgende toetsingswaarden gebruikt:

- Orale route: SF (slope factor), hellingsfactor
- Inhalatoire route UR (unit risk), eenheidsrisico

Voor de dermale route bestaan er meestal geen waarden. Verderop in dit hoofdstuk wordt aangegeven hoe deze berekend kunnen worden.

De waarde voor orale blootstelling wordt uitgedrukt als een extra (levenslang) kankerrisico per eenheidsdosis (vb: (mg/kg.d)⁻¹), de waarde voor inhalatoire blootstelling als een extra (levenslang) kankerrisico per eenheidsconcentratie (vb: (mg/m³)⁻¹).

Tabel 8 geeft een overzicht van te raadplegen bronnen voor het verzamelen van toxicologische referentiewaarden. Indien hieruit geen informatie kan worden gehaald, wordt best een literatuuropzoeking uitgevoerd en een expert geraadpleegd.



instantie / databank	toelichting	website
M - InVS / Furetox (Franstalig)	metadatabank voor Franse en internationale toxicologische toetsingswaarden; let wel: altijd originele bron raadplegen!	http://www.furetox.fr/
M - ITER	metadatabank met overzicht van toxicologische referentiewaarden uit een selectie van bronnen; let wel: altijd originele bron raadplegen!	https://iter.ctc.com/publicURL/pub_search_list.cfm
M - INCHEM / Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations	metadatabank met toegang tot o.m. Environmental Health Criteria, CICAD's en JECFA/JMPR rapporten	http://www.inchem.org/
1° - WHO / Air Quality Guidelines	online document	http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/outdoorair_agq/en/
1° - WHO / Guidelines for Indoor Air Quality	online document, zelfde afleidingswijze als voor buitenlucht	http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2010/who-guidelines-for-indoor-air-quality-selected-pollutants
1° - WHO / Drinking Water Quality Guidelines	online document met gepubliceerde waarden + achtergronddocumenten + revisies	http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/en/
1° - EFSA	o.m. Scientific Opinions, via zoekfunctie raadplegen	http://www.efsa.europa.eu/
1° - US-EPA / IRIS databank	online databank met achtergrondinformatie	www.epa.gov/iris
2° - US-EPA / PPRTV	<u>Provisional</u> Peer Reviewed Toxicity Values; door US-EPA beschouwd als indicatieve waarden	http://hhpprtv.ornl.gov/

De ECHA-databank, die opgesteld is in het kader van de REACH-wetgeving, bevat een uitgebreide databank met toxicologische toetsingswaarden die continu wordt bijgewerkt. Het betreft de DNEL¹² -waarden (qua concept vergelijkbaar met de TDI-waarden) en de DMEL¹³ -waarden (beschouwd als een verwaarloosbaar risiconiveau voor kankereffecten zonder drempel, overeenkomend met 1/10⁶ levenslang in geval van consumentenbescherming). Hoewel de afgeleide waarden voor ‘consumenten’ in principe bruikbaar moeten zijn, blijken de DNEL’s vaak orde van grootte hoger te liggen dan TDI’s, MRL’s en RfD’s. De belangrijkste reden hiervoor is dat bij het afleiden van DNEL’s lagere veiligheidsfactoren worden gebruikt dan bij de afleiding van TDI’s, MRL’s en RfD’s. Ook is de onderbouwing van de waarden niet transparant omdat de argumentatie niet wordt opgenomen in de publieke ECHA databank. DNEL’s mogen voor de volledigheid opgenomen worden in het overzicht van toxicologische referentiewaarden, maar ze worden niet gebruikt bij het opstellen van bodemsaneringsnormen of toetsingswaarden¹⁴.

Normaal gezien worden waarden opgezocht voor langdurige blootstelling, omdat het model voor blootstellingsschatting lange-termijnschattingen oplevert. Het kan ook nuttig zijn om de waarden voor korte-termijnblootstelling weer te geven indien deze beschikbaar zijn. De teruggevonden waarden worden opgelijst met volgende kenmerken:

- Blootstellingsroute (oraal, inhalatoir, (dermaal)):
- Instantie
- Jaar van afleiding
- Referentiewaarde
- vertrekpunt: in geval van niet-carcinogene effecten of carcinogene drempel-effecten het niveau (POD¹⁵) uit de kritische toxicologische of epidemiologische studie dat gebruikt is om te extrapoleren naar de referentiewaarde
- afleidingsmethode: in geval van carcinogene niet-drempel-effecten de gebruikte benadering voor extrapolatie naar lage blootstelling, overwegingen met betrekking tot mechanisme, al dan niet bestaan van drempel
- kritische effect(en) bij het vertrekpunt
- Veiligheidsfactoren: veiligheidsfactoren toegepast op het vertrekpunt
- Toepasselijke blootstellungsduur (acuut, subchronisch, chronisch)
- Leeftijdsgroep: standaard worden waarden afgeleid voor de gehele bevolking, indien er aparte waarden zijn voor specifieke leeftijdsgroepen moet dit mee opgenomen worden
- Referentie van de kritische studie waarop de afleiding gebaseerd is.

Bij het opstellen van *toetsingswaarden* kan men vervolgens de waarden selecteren om te komen tot een eenvoudige tabel van referentiewaarden, zoals weergegeven in Tabel 9. Bij deze eenvoudige toetsing wordt verondersteld dat het/de kritische effect(en) systemisch zijn en de risico’s van de routes gesommeerd mogen worden. Indien de stof niet-carcinogeen is of carcinogeen met drempel, moet uiteraard alleen de kolom voor effecten met drempel ingevuld worden. Is de stof carcinogeen zonder drempel, dan moet de kolom voor effecten zonder drempel ingevuld worden en wordt nagegaan of ook de kolom voor effecten met drempel kan ingevuld worden. Per type effect moeten er waarden zijn voor de orale, inhalatoire en dermale route.

¹² DNEL: Derived No Effect Level

¹³ DMEL: Derived Minimal Effect Level

¹⁴ omwille van: gebrek aan transparantie, opgesteld door industrie

¹⁵ POD: Point of Departure



	kanker / geen drempel	effecten met drempel
	ja/nee	ja/nee
oraal	(mg/kg.d) ⁻¹	mg/kg.d
inhalatoir	(mg/m ³) ⁻¹	mg/m ³
dermaal	(mg/kg.d) ⁻¹	mg/kg.d

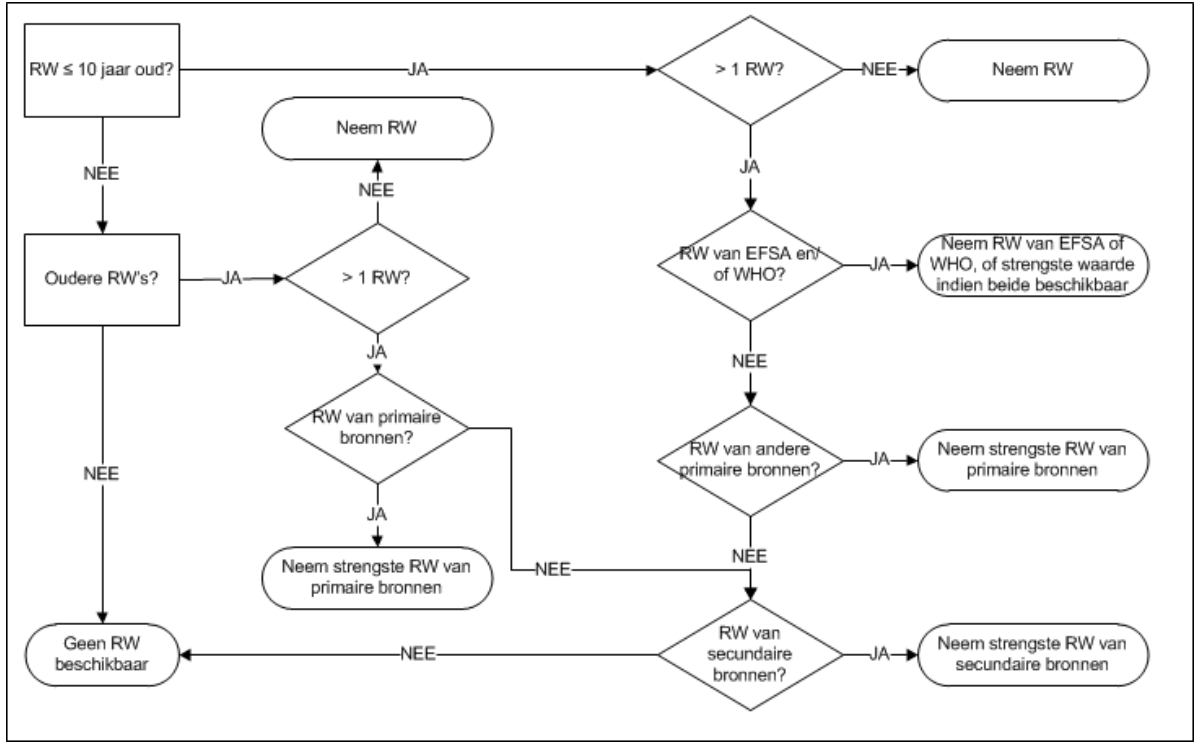
Tabel 9: Overzichtstabel van referentiewaarden bij vereenvoudigde risicotoetsing

Men kan ook gebruik maken van de uitgebreide tabel, indien de gevonden waarden dit noodzakelijk maken. Dit is het geval indien:

- Er lokale effecten optreden of een combinatie van lokale en systemische effecten,
- Bepaalde leeftijdsgroepen gevoeliger zijn,
- Een carcinogeen effect zonder drempel niet volgens een eenheidsrisico/hellingsfactor kan benaderd worden (pseudo-drempel).

Bij het opstellen van bodemsaneringsnormen moet altijd de uitgebreide tabel (Tabel 10) als startpunt genomen worden. Indien bepaalde velden of blokken overbodig zijn, kan uiteraard vereenvoudigd worden. Bij de uitgebreide tabel wordt ook onderscheid gemaakt tussen systemische en lokale effecten. In het laatste geval worden de risico's niet gesommeerd over de routes en is het mogelijk om een referentiewaarde voor slechts 1 route in te geven. In het geval van systemische effecten moet voor elke route een referentiewaarde ingevuld zijn.





Figuur 2: Selectieschema voor toxicologische referentiewaarden bij het opstellen van toetsingswaarden (TW: referentiewaarde, strengste waarde: in het geval van referentiewaarden type TDI of TCL de laagste waarde, in het geval van eenheidsrisico's of hellingsfactoren de hoogste waarde)

////////////////////////////////////

Omdat de meer recente afleidingen normaliter gebruik maken van de meest recente toxicologische informatie en afleidingsmethoden, hebben recente studies de voorkeur. Omdat het beleid en de wetgeving in Vlaanderen (lucht, water, voeding) sterk gestuurd wordt door hetgeen in Europa gebeurt en Europa ook naar WHO kijkt, wordt in principe de voorkeur gegeven aan waarden van deze instanties. We hebben de instanties ingedeeld in primaire bronnen en secundaire bronnen. Primaire bronnen zijn meestal supranationaal, hebben een goede peer review en de afleiding(smethode) van de referentiewaarden is traceerbaar en transparant. Daarom verdienen deze bronnen de voorkeur. Secundaire bronnen voldoen niet aan bovenstaande vereisten en worden daarom pas gebruikt indien geen informatie uit primaire bronnen aanwezig is.

Bij het opstellen van bodemsaneringsnormen kan dit schema als initiële leidraad genomen worden, maar moet bijkomend gekeken worden naar:

- Lokale versus systemische effecten
- Consistentie in waarden tussen routes en types effecten
- Vergelijking van de gebruikte studies voor wat betreft eindpunten, kritische dosis, veiligheidsfactoren, Dit vereist een grotere mate van toxicologische kennis.

Voor de dermale route zullen meestal geen waarden gevonden worden. De referentiewaarden voor de dermale route slaan op geabsorbeerde dosis en worden over het algemeen omgerekend uit de toxicologische referentiewaarde voor de orale route¹⁶:

– Drempel effecten: $RW_{dermaal} \left(\frac{mg}{kg.d} \right) = ABS_{oraal} \times RW_{oraal} \left(\frac{mg}{kg.d} \right)$

– Geen drempel: $SF_{dermaal} \left(\left(\frac{mg}{kg.d} \right)^{-1} \right) = \frac{SF_{oraal} \left(\left(\frac{mg}{kg.d} \right)^{-1} \right)}{ABS_{oraal}}$

Indien er geen TW bestaat voor de orale route, maar wel voor de inhalatoire route en het effect is duidelijk systemisch, dan kan een schatting gemaakt worden van de inhalatoire TW via volgende omrekening:

– Drempel effecten: $RW_{oraal} \left(\frac{mg}{kg.d} \right) = \frac{ABS_{inhalatoir}}{ABS_{oraal}} \times RW_{inhalatoir} \left(\frac{mg}{m^3} \right)$

– Geen drempel: $SF_{oraal} \left(\left(\frac{mg}{kg.d} \right)^{-1} \right) = \frac{ABS_{oraal}}{ABS_{inhalatoir}} \times UR_{inhalatoir} \left(\left(\frac{mg}{m^3} \right)^{-1} \right)$

De formules kunnen ook gebruikt worden om van de orale naar de inhalatoire route om te rekenen. Absorptiefactoren voor de orale en inhalatoire weg kunnen teruggevonden worden in de toxicologische informatie. Bij het ontbreken van informatie wordt de geabsorbeerde fractie gelijk gesteld aan 1.

¹⁶ RW: referentiewaarde, ABS: geabsorbeerde fractie, SF: hellingsfactor, UR: eenheidsrisico

De extrapolatie van oraal naar inhalatoir en vice versa moet met de nodige omzichtigheid gehanteerd worden. Bovenstaande omrekening houdt bijvoorbeeld geen rekening met mogelijke verschillen in potentie omwille van verschillen in toxicokinetiek.

Bij de dermale blootstelling wordt, in tegenstelling tot de orale en inhalatoire blootstelling, een geabsorbeerde dosis berekend. Hiervoor zijn dermale absorptiefactoren nodig. Voor absorptie via water is een dermale permeabiliteitscoëfficiënt (K_p , eenheid cm/h) nodig. Voor organische verbindingen kan deze factor berekend worden via het S-Risk model. Een uitzondering vormen de gehalogeneerde en sterk geïoniseerde organische verbindingen, waarvoor het aangewezen is waarden op te zoeken. Voor anorganische stoffen is de absorptie via water meestal zeer laag. Bovendien zal blootstelling via water alleen optreden indien grondwater rechtstreeks gebruikt wordt (permeatie doorheen leidingen treedt niet op bij anorganische stoffen). In het geval van toetsingswaarden kan voor anorganische stoffen de dermale permeabiliteitscoëfficiënt gelijk gesteld worden aan de standaardwaarde (zie Tabel 11). Voor bodemsaneringsnormen worden best wel waarden opgezocht.

Voor absorptie via contact met bodemdeeltjes wordt een absorptiefactor (fractie geabsorbeerd) gebruikt en moeten altijd waarden opgezocht worden. Voor anorganische stoffen is de dermale absorptie vanuit bodem en stof normaal gezien ook laag en kan deze eventueel gelijk gesteld worden aan nul.

Tabel 11 geeft richtlijnen voor het opzoeken van de dermale absorptiefactoren en permeabiliteitscoëfficiënten. Voor het opstellen van toetsingswaarden kan meestal volstaan worden met het raadplegen van de overzichtstabellen en databanken waarnaar in deze tabel verwezen wordt. Voor bodemsaneringsnormen wordt best ook de literatuur geraadpleegd en worden de verschillende waarden vergeleken. De bestaande overzichtstabellen zijn immers niet altijd zeer recent.



absorptie vanuit	organische verbindingen	anorganische stoffen
water (Kp, cm/h)	berekend via S-Risk of waarden opzoeken; waarden opzoeken voor: gehalogeneerde verbindingen Sterk geïoniseerde verbindingen Waar opzoeken: literatuur	Waarden opzoeken Waar opzoeken: spreadsheet + appendix A van RAGS: http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragse/ RAIS-databank: http://rais.ornl.gov/cgi-bin/tools/TOX_search?select=chem_spf <u>literatuur</u> Indien geen data: $1 \cdot 10^{-3} \text{cm/h}$
bodem (ABS_{dermaalr} -)	Waarden opzoeken Waar opzoeken: RAGS-E hoofdstuk 3: http://rais.ornl.gov/cgi-bin/tools/TOX_search?select=chem_spf RAIS-databank: http://rais.ornl.gov/cgi-bin/tools/TOX_search?select=chem_spf Literatuur Indien geen data (http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/info/dermalag.htm): Vp ~ 130 hPa (benzeen): 0,0005 Vp ~ 10 – 130 hPa: 0,03 HVOS ¹⁷ : 0,1	Waarden opzoeken Waar opzoeken: RAGS-E hoofdstuk 3: http://rais.ornl.gov/cgi-bin/tools/TOX_search?select=chem_spf RAIS-databank: http://rais.ornl.gov/cgi-bin/tools/TOX_search?select=chem_spf Literatuur Indien geen data: 0

Tabel 11: Richtlijnen voor het opzoeken van dermale absorptiefactoren

¹⁷ Binnen de EU-wetgeving gelden volgende definities: VOS (vluchtige organische stoffen, VOC in het Engels): organische verbindingen met een beginkookpunt van ten hoogste 250 °C, gemeten bij een standaarddruk van 101,3 kPa, als bepaald in Richtlijn 2004/42/EG, die, in een capillaire kolom, elueert tot en met tetradecaan (C₁₄H₃₀) voor apolaire systemen en diethyladipaat (C₁₀H₁₈O₄) voor polaire systemen; HVOS (halfvluchtige organische stoffen, SVOC in het Engels): organische verbindingen met een kookpunt van meer dan 250 °C, die in een capillaire kolom (1) elueert met een retentiebereik tussen n-tetradecaan (C₁₄H₃₀) en n-docosaan (C₂₂H₄₆) voor apolaire systemen en tussen diethyladipaat (C₁₀H₁₈O₄) en methylpalmitaat (C₁₇H₃₄O₂) voor polaire systemen (EC, 2014)



2.1.6.3 Mengseltoxiciteit

Bij het opzoeken van toxicologische informatie moet men aandacht besteden aan gegevens over mogelijke mengseltoxiciteit. Mengseltoxiciteit bekijkt het voorkomen van effecten van een mengsel van stoffen wanneer men er gelijktijdig aan blootgesteld is (de basisprincipes zijn uitgelegd in het document “Uitvoeren van een locatiespecifieke huumaantoxicologische risico-evaluatie”).

Bij het opstellen van normen kunnen onder meer de documenten van ATSDR rond mengseltoxiciteit (interaction profiles) geraadpleegd worden. Deze bevatten evenwel niet de meest recente informatie. Informatie kan soms ook opgenomen zijn in de beschrijving van de toxicologie van de beschouwde stof.

Zowel voor bodemsaneringsnormen als voor toetsingswaarden geldt minimaal dat:

- wanneer een toxicologische referentiewaarde expliciet opgesteld is voor een groep van stoffen, of
- algemeen aanvaard is dat bepaalde stoffen samen moeten bekeken worden voor wat betreft effecten, dit meegenomen moet worden. Een voorbeeld zijn de dioxines en de dioxineachtige PCB's, die naar effecten toe samen moeten bekeken worden.

2.1.7 Wetgeving

Omdat berekende concentraties in voeding en milieucompartimenten ook getoetst worden aan wettelijke normen, wordt voor de beschouwde stof(fen) nagegaan welke wetgeving bestaat en van toepassing is voor Vlaanderen:

- Luchtkwaliteit:
 - <http://www.vmm.be/lucht/beleid-en-instrumenten/grens-en-richtwaarden-luchtkwaliteit>
 - <http://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm>
- Drinkwater: <http://www.vmm.be/water/drinkwater/drinkwaterkwaliteit>; momenteel Besluit van de Vlaamse Regering houdende reglementering inzake de kwaliteit en levering van water bestemd voor de menselijke consumptie van 13 december 2002 (via http://justitie.belgium.be/nl/overheidsdienst_justitie/organisatie/belgisch_staatsblad/)
- Voeding:
 - Online opzoeking via databank Warenwetgeving, of
 - Contaminanten: gerichte opzoeking via <http://www.efsa.europa.eu>
 - Pesticiden: http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/?event=homepage
- Veevoeder:
 - via FOD Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, diergezondheid: <http://health.belgium.be/eportal/AnimalsandPlants/animalhealth/animalnutrition/index.htm#.VCQnsPmSxIk>
 - via EMIS navigator: ongewenste stoffen in diervoeding
 - Pesticiden: http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/?event=homepage

2.1.8 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 de toxicologische drempel). De te raadplegen bronnen hiervoor kunnen onder andere zijn:

- Overzichtsdocumenten gezondheidseffecten van stoffen (zie eerder)
- WHO achtergronddocumenten bij de drinkwaterrichtlijnen (zie eerder)
- US-EPA drinkwater: <http://water.epa.gov/drink/contaminants/index.cfm>

Smaak en geur in drinkwater kan afkomstig zijn van natuurlijke en biologische bronnen of processen of door contaminatie door chemicaliën. 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 doch er is een enorme variatie in de graad en aard van smaak en geur die als aanvaardbaar wordt beschouwd.

De aanwezigheid van bepaalde stoffen in lucht kan leiden tot geurhinder. Deze concentraties kunnen eveneens opgezocht worden in de overzichtsdocumenten of onderbouwingsdocumenten van luchtkwaliteitswaarden.

De beslissing of een geur- of smaakcriterium al dan niet meegenomen wordt bij het opstellen van saneringsnormen is stofspecifiek en wordt meegenomen bij de afweging van de haalbaarheid van de bekomen waarden.

2.2 BEREKENING VAN DE NORMVOORSTELLEN OF TOETSINGSWAARDEN

Er worden humaan toxicologische bodemsaneringsnormen berekend voor de bodem en voor het grondwater. Hoewel hierna kortweg over bodemsaneringsnormen gesproken wordt, gaat het over voorstellen van humaan toxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnormen.

2.2.1 Bodem

De bodemsaneringsnormen worden berekend met behulp van het model S-Risk. De vereiste fysicochemische, biologische en toxicologische data worden hiervoor in het model ingevoerd. Deze informatie wordt ook ingevuld in een stoffenfiche volgens het voorbeeld in Bijlage B bij dit rapport. Bij het opstellen van bodemsaneringsnormen worden voorstellen berekend voor de verschillende bestemmingstypes:

- Landbouw (type II)
- Wonen (type III)
- Recreatie (type IV)
 - Dagrecreatie buiten (type IVa)
 - Verblijfsrecreatie (type IVb)



- Industrie (type V)
 - Lichte industrie (type Va)
 - Zware industrie (type Vb).

Voor elk van deze bestemmingstypes zijn vooraf gedefinieerde scenario's beschikbaar. De basisgegevens voor deze scenario's zijn opgenomen in Annex IV van het S-Risk Technical Guidance Document.

Voor het opstellen van toetsingswaarden kan men zich beperken tot de bestemmingstypes en scenario's die van toepassing zijn voor de locatie.

De humaan toxicologische toetsing gebeurt op volgende wijze:

- 1 De stoffengegevens worden ingegeven in S-Risk. Voor wat betreft de limieten in milieucompartimenten worden de wettelijke limieten ingevoerd. Indien er voor drinkwater en/of lucht geen wettelijke limieten zijn, dan worden de toxicologisch bepaalde waarden gebruikt. Voor drinkwater is dit volgens de methode voor berekening van de bodemsaneringsnorm voor grondwater, voor lucht is dit de geselecteerde referentiewaarde voor het meest kritische type effect¹⁸ (indien meerdere waarden beschikbaar zijn: systemisch, lokaal, met drempel, zonder drempel, pseudo-drempel).
- 2 Voor de toepasselijke scenario's worden de berekeningen uitgevoerd via applicatie I¹⁹ van S-Risk (dus niet via applicatie III want dit leidt tot andere resultaten voor stoffen met een dampdruk verschillend van nul): S-Risk rapporteert zelf de bodemconcentraties waarbij aan volgende criteria is voldaan:
 - a Stoffen met drempel: risico-index = 1
 - b Stoffen zonder drempel: extra levenslang kankerrisico = $1/10^5$
 - c Stoffen met pseudo-drempel: pseudo-risico-index = 1.
- 3 De bekomen bodemconcentraties worden als volgt gerapporteerd:
 - a Effecten met drempel: de bodemconcentraties voor de leeftijdsgroep met de laagste bodemconcentraties worden weerhouden. Gezien de hogere blootstelling zal dit normaal gezien de leeftijdsgroep 1 – 6 jaar zijn (uitz. industrie waar geen kinderen voorkomen). Indien afgeweken is van de standaard leeftijdsgroepen en/of verschillende referentiewaarden in functie van leeftijd werden gebruikt wordt de laagste bodemconcentratie gerapporteerd en de leeftijd waarvoor deze geldt
 - i Systemische effecten: Bodemconcentratie overeenkomend met $RI_{\text{totaal}} = 1$;
 - ii Lokale effecten: Bodemconcentraties voor RI_{oraal} en $RI_{\text{inhalatoir}} = 1$. De laagste van beide wordt weerhouden, maar beide worden gerapporteerd.
 - b Effecten zonder drempel: Hier worden, behoudens uitzonderingen, de bodemconcentraties overeenkomend met levenslange blootstelling gerapporteerd.
 - i Systemische effecten: bodemconcentratie overeenkomend met $EXCR_{\text{totaal}} = 1/10^5$;

¹⁸ Bij carcinogene eindpunten zonder drempel is de toxicologische referentiewaarde uitgedrukt als eenheidsrisico. De waarde moet omgerekend worden naar een concentratie bij een extra levenslang kankerrisico van $1/10^5$.

¹⁹ S-Risk kent 3 applicaties: applicatie I is bedoeld voor het berekenen van bodemsaneringsnormen en generieke risicogrenswaarden (automatische iteratie); applicatie II is bedoeld voor het uitvoeren van een risicobeoordeling; applicatie III is bedoeld voor het berekenen van terugsaneerwaarden (automatische iteratie).



- ii Lokale effecten: bodemconcentraties voor $EXCR_{\text{oraal}}$ en $EXCR_{\text{inhalatoir}} = 1/10^5$. De laagste van beide wordt weerhouden, maar beide worden gerapporteerd.
- c Effecten met pseudo-drempel: Hier worden, behoudens uitzonderingen, de bodemconcentraties overeenkomend met levenslange blootstelling gerapporteerd.
 - i Systemische effecten: Bodemconcentratie overeenkomend met $pRI_{\text{totaal}} = 1$;
 - ii Lokale effecten: Bodemconcentraties voor pRI_{oraal} en $pRI_{\text{inhalatoir}} = 1$. De laagste van beide wordt weerhouden, maar beide worden gerapporteerd.
- 4 Scenario's: Voor recreatie en industrie zijn er telkens twee scenario's. De resultaten van elk scenario worden gerapporteerd, maar de laagste bodemconcentraties worden weerhouden.
- 5 Overschrijding van normen wordt getoetst: S-Risk geeft eveneens de bodemconcentraties waarbij geen overschrijding van wettelijke of toxicologische limieten in milieucompartimenten worden vastgesteld. Het betreft hier toetsing van:
 - a Lucht (alle bestemmingstypes)
 - b Leidingwater (alle bestemmingstypes)
 - c Planten (type II en III)
 - d Vlees/melk (type II).

Deze worden per doorgerekend scenario waarvoor ze van toepassing zijn gerapporteerd indien ze lager zijn dan de op basis van blootstelling berekende voorstellen voor bodemsaneringsnormen.

Alle bekomen resultaten worden in tabelvorm gepresenteerd. In principe wordt per bestemmingstype de laagste waarde weerhouden. Dit wil zeggen de waarde overeenkomend met het meest kritische effect, eventueel verlaagd indien toelaatbare concentraties in compartimenten zouden worden overschreden. In geval van onzekerheden in de data en afwegingen van haalbaarheid (zie HOOFDSTUK 5) kan hiervan afgeweken worden en zal, na overleg met OVAM en eventuele experts, een beslissing genomen worden.

Bij het voorstel van bodemsaneringsnorm wordt ook een korte bespreking toegevoegd waarbij aandacht besteed wordt aan het belang van de routes en de blootstellingswegen. Dit kan in tabelvorm geïllustreerd worden²⁰.

Zodra een beslissing genomen is over de te hanteren waarden, wordt ook de impact van de bodemeigenschappen op de norm berekend. Voor organische verbindingen is dit de invloed van het gehalte organisch materiaal en, bij dissociërende stoffen, de impact van de bodem-pH. Bij anorganische stoffen is de impact afhankelijk van de relaties tussen K_d en bodemeigenschappen (type II) en tussen BCF en bodemeigenschappen (type II en III). Er wordt gekeken of K_d en/of BCF afhankelijk zijn van bodemeigenschappen. De impact van de variatie van deze bodemeigenschappen wordt dan doorgerekend en gerapporteerd. Hieruit wordt beslist hoe de relaties met bodemeigenschappen zullen gekwantificeerd worden.

²⁰ In applicatie I van S-Risk kan de bodemsaneringsnorm of toetsingswaarde berekend worden, in applicatie II van S-Risk kan, na aanpassing van de waarde voor de buffer space naar de waarde van applicatie I, berekend worden wat het aandeel van blootstellingsroutes en blootstellingswegen is.

2.2.2 Grondwater

De bodemsaneringsnormen voor het grondwater kennen alleen een humaan-toxicologische onderbouwing. De bodemsaneringsnormen voor het grondwater hebben als criterium drinkwaterkwaliteit.

Indien de wettelijke drinkwaternorm een toxicologische grond heeft en hierbij consistent is met de voor normering voorgestelde TDI, dan kan deze waarde overgenomen worden. Voor carcinogenen worden geen wettelijke waarden overgenomen, ze zijn meestal gebaseerd op een extra levenslang kankerrisico van 1/10⁶ of gaan uit van een zo laag mogelijke concentratie. Indien door de WHO een drinkwateradvieswaarde is opgegeven, en de hierbij gebruikte TDI of het eenheidsrisico wordt ook gehanteerd in het opstellen van de bodemsaneringsnorm of toetsingswaarde, dan kan de WHO-drinkwateradvieswaarde overgenomen worden. Voor carcinogenen zonder drempel wordt de waarde bij een extra levenslang kankerrisico van 1/10⁵ genomen.

Moeten advieswaarden berekend worden, dan gebeurt dit volgens een gewijzigde versie van de formules van de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO, 2011).

– Effecten met drempel:

$$BSN(\mu g/l) = \frac{TDI_{\text{oraal}} \left(\frac{mg}{kg \cdot d} \right) \times 1000 \times RF(-) \times BW(kg)}{(Q + Q_{\text{eq}})Q(l/d)}$$

– Effecten zonder drempel:

$$BSN(\mu g/l) = \frac{1000 \times BW(kg) \times 1/10^5}{SF \left(\left(\frac{mg}{kg \cdot d} \right)^{-1} \right) \times (Q + Q_{\text{eq}})Q(l/d)}$$

Met

BSN	bodemsaneringsnorm
TDI	Toelaatbare Dagelijkse Inname
RF	reductiefactor (zie hierna voor toelichting)
BW	lichaamsgewicht
SF	hellingsfactor
Q	drinkwaterconsumptie
Qeq	drinkwaterequivalent

Standaard wordt de bodemsaneringsnorm berekend voor een volwassene met een lichaamsgewicht van 60 kg (dit wijkt af van de standaardwaarde in S-Risk van 70 kg, maar het is de standaardwaarde die de WHO hanteert) en een drinkwaterinname van 2 l/d. Wanneer jongere leeftijdsgroepen een specifieke gevoeligheid vertonen, dan worden afwijkende waarden gehanteerd, zoals weergegeven in Tabel 12.



	BW (kg)	Q (l/d)
volwassene*	60	2
kind	10	1
zuigeling	5	0,75

Tabel 12: Parameters voor de bij berekening van een bodemsaneringsnormen/waarden voor het grondwater

*:standaardwaarde bij berekening van een grondwatersaneringsnorm

De reductiefactor RF staat voor de fractie van de TDI die toegekend wordt aan drinkwater. Op deze wijze wordt rekening gehouden met het feit dat stoffen via verschillende wegen kunnen ingenomen worden. In het verleden bedroeg deze standaardwaarde in de WHO-methodologie 0,1 (WHO, 1993). In latere revisies werd de standaardwaarde opgetrokken tot 0,2 (WHO, 2011). Bij nieuwe normeringen zal de standaardwaarde 0,2 gebruikt worden indien de norm berekend wordt en er geen stofspecifieke informatie is.

Voor het opstellen van toetsingswaarden kan men deze standaardwaarde gebruiken, tenzij uit de verzamelde informatie duidelijk blijkt dat de inname via drinkwater in vergelijking met voeding (en lucht) beduidend hoger of lager is.

Bij het opstellen van bodemsaneringsnormen wordt de beschikbare informatie geëvalueerd en wordt een schatting gemaakt van de inname via drinkwater ten opzichte van voeding in de gemiddelde bevolking. Gaat het over een systemisch werkende stof, dan moet ook rekening gehouden worden met de achtergrondinname via lucht (eventueel gewogen naar toxische potentie) om de fractie via drinkwater te bepalen.

De wijziging ten opzichte van WHO (2011) heeft betrekking op het toevoegen van het drinkwaterequivalent. Dit werd uitgewerkt in Cornelis et al. (2012). Bij vluchtige stoffen en/of stoffen die via de huid opgenomen worden, bestaat de blootstelling via drinkwater niet alleen uit inname, maar ook uit een deel opname via de huid (bv: afwas, bad) en/of via lucht (douchen, afwas, ...). Dit wordt verrekend door een equivalente drinkwaterconsumptie te berekenen en bij te tellen bij de drinkwaterconsumptie. De criteria voor het nagaan van de noodzaak hiervan en de werkwijze voor het berekenen van het drinkwaterequivalent is opgenomen in bijlage C. Deze benadering is overgenomen uit Krishnan (2004, 2008).

Voor organische verbindingen wordt nagegaan of de voorgestelde grondwatersaneringsnorm onder de wateroplosbaarheid ligt. Indien niet, dan wordt de oplosbaarheid als grondwatersaneringsnorm voorgesteld.

Tenslotte kan ook rekening gehouden worden met geur- en smaakafwijkingen van het water.

Mengseltoxiciteit

Wanneer er sprake is van mengseltoxiciteit, worden normen als volgt berekend. Voor elk van de stoffen wordt een bodemsaneringsnorm of toetsingswaarde berekend. Verschillen de waarden voor de verschillende stoffen weinig van elkaar (bv: vrijwel identiek gedrag en 1 set toxicologische referentiewaarden), dan kan men een norm voor de som van de stoffen voorstellen. Verschillen de waarden beduidend van elkaar (omwille van

////////////////////////////////////

verschillen in gedrag en/of toxicologische potentie), dan behoudt men de afzonderlijke normen maar wordt een gewogen somtoetsing uitgevoerd voor het mengsel:

$$\sum_{\text{mengsel}} \frac{C_i}{BSN_i} < 1$$

met C_i de concentratie van de stof gemeten in de bodem of het grondwater, en BSN_i de overeenkomstige bodemsaneringsnorm.

3 OPSTELLEN VAN BODEMSANERINGSNORMEN – DEEL BESCHERMING VAN HET ECOSYSTEEM

In de vorige versie van het referentiedocument voor het opstellen van bodemsaneringsnormen werd geen aandacht geschonken aan de methodiek voor het opstellen van waarden ter bescherming van het ecosysteem. Wel werd aangegeven dat effecten op het ecosysteem moesten besproken worden.

In principe is het noodzakelijk dat voor elke te normeren stof gekeken wordt of ook ecotoxicologische onderbouwde normen kunnen opgesteld worden. Bij het opstellen van toetsingswaarden is dit relevant voor de bestemmingstypes natuur, landbouw, wonen en recreatie (vnl. parkgebieden en gebieden met een belangrijk deel open ruimte). In industriegebieden is de ecologische relevantie over het algemeen eerder beperkt.

Let wel: de bodemsaneringsnormen voor natuurgebied hebben in Vlaanderen dezelfde waarden als deze voor landbouwgebied en hebben dus geen aparte onderbouwing.

Bij het opstellen van bodemsaneringsnormen of het uitvoeren van een risicobeoordeling ter bescherming van het ecosysteem, evalueert men in principe twee types van blootstelling:

- 1 Direct bodemcontact = bescherming van planten en invertebraten;
- 2 Opname door inname van bodemdeeltjes en voedsel/voeder = accumulatie in de voedselketen, bescherming van fauna, bescherming van vee.

In de huidige Vlaamse benadering voor het opstellen van bodemsaneringsnormen is dit laatste element niet opgenomen.

3.1 DATAVERZAMELING

Er wordt eerst een overzicht gegeven van de ecotoxicologische effecten van de beschouwde stof(fen). Welke organismen zijn gevoelig? Is er accumulatie doorheen de voedselketen, ...?



Daarnaast wordt nagegaan of er door andere instanties al ecotoxicologisch onderbouwde waarden afgeleid zijn. Deze kunnen een idee geven van de orde van grootte in verhouding tot normale waarden en tot de humantoxicologisch onderbouwde waarden. Volgende bronnen kunnen hiervoor geraadpleegd worden:

- <http://www.epa.gov/ecotox/ecoss/index.html>
- http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/index.html (scientific criteria documents)
- RIVM Nederland (interventiewaarden, landelijke referentiewaarden) (<http://www.rivm.nl/rvs/Normen/Milieu/Bodeminterventiewaarden>, <http://www.rwsleefomgeving.nl/onderwerpen/bodem-ondergrond/bbk/instrumenten/nobo>);
- PNEC-waarden (ECHA-databank: <http://echa.europa.eu/information-on-chemicals>)

Let wel: alleen de Canadese waarden hebben een onderbouwing vergelijkbaar met de Vlaamse methodiek. In Nederland komt de interventiewaarde overeen met een 50 % effectconcentratie (HC50). Het MTR (maximaal toelaatbaar risico) komt overeen met 95 % bescherming (of HC5 of 5 % effectconcentratie). Het VR (verwaarloosbaar risico) komt overeen met het MTR gedeeld door 100 (Smit, 2011). De ECHA-waarden (PNEC) staan voor een geen-effectniveau (ECHA, 2008). De waarden uit de VS (Ecological Soil Screening Levels, US-EPA, 2005b) kunnen een indicatie geven voor landbouw-, park- en woonzones.

3.2 NORMBEREKENING

Blijkt uit de dataverzameling dat het zinvol is een ecotoxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnorm af te leiden, dan dienen afzonderlijke ecotoxicologische gegevens te worden opgezocht. Deze kunnen teruggevonden worden in de literatuur, maar ook in overzichtsdatabanken, zoals de ECOTOX database van US-EPA (<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>).

Aangezien de Vlaamse methode in belangrijke mate afgeleid is van de Canadese methode, kan men bij toetsingswaarden terugvallen op Canadese waarden (http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/index.html), indien deze beschikbaar zijn.

Omdat de methode voor het opstellen van ecotoxicologisch onderbouwde bodemsaneringsnormen tot nu toe niet gepubliceerd werd, wordt de te volgen methode hierna toegelicht. Deze is opgenomen in Bierkens (2001) en toegepast door Waegeneers en Smolders (2002) en Oorts en Smolders (2006) bij het afleiden van de bodemsaneringsnormen voor zware metalen en arseen (die sinds 2008 opgenomen zijn in het Vlarebo). In de hierna volgende toelichting is ook rekening gehouden met het recentere Canadese richtlijnendocument (CCME, 2006). Voor de selectiecriteria en kwaliteitscontrole op de verzamelde data wordt verwezen naar het Canadese document. De afgeleide methode voor Vlaanderen houdt alleen rekening met direct contact en niet met opname door hogere organismen en vee via bodem- en plantengestie²¹, de Canadese methode houdt wel rekening met bodem- en voederinname door hogere dieren. Als gevolg hiervan hebben we slechts twee

²¹ Dit zou op termijn nog uitgewerkt moeten worden. De inname door vee is opgenomen in S-Risk en kan eventueel gebruikt worden om effecten op landbouwdieren te kwantificeren.

sets waarden (in de Canadese methode hebben de waarden voor landbouw een bijkomende afleiding gebaseerd op bodem- en voederinname):

- Waarde voor landbouw-, woon- en recreatiegebied
- Waarde voor commercieel en industriegebied.

De belangrijkste af te leiden waarde is de waarde voor bodemcontact ($SQV_{\text{soil contact}}$). Deze wordt berekend voor het geheel van planten en invertebraten. Het verschil in $SQV_{\text{soil contact}}$ tussen landbouw/wonen/recreatie landgebruik enerzijds en commercieel/industriële landgebruik anderzijds is het beschermingsniveau. Bij commercieel/industriële landgebruik wordt een zekere mate van effect aanvaard. Er wordt ook een waarde afgeleid voor micro-organismen (nutriënten- en energicyclus), de SQV_{NEC} . Deze laatste waarde wordt eerder als een verificatie beschouwd omdat niet altijd voldoende data beschikbaar zijn om een SQV_{NEC} te berekenen. De finale ecotoxicologische bodemsaneringsnorm is de laagste van de $SQV_{\text{soil contact}}$ en de SQV_{NEC} . Is er geen $SQV_{\text{soil contact}}$, dan wordt geen ecotoxicologische bodemsaneringsnorm voorgesteld (dit volgt CCME, 2006 en wijkt af van Bierkens, 2001).

Het schema voor de berekening van de bodemsaneringsnormen is opgenomen in Figuur 3. De Canadese term $SQV_{\text{soil contact}}$ werd behouden, deze komt dan overeen met het ecotoxicologische voorstel voor bodemsaneringsnorm.

Indien voldoende data beschikbaar zijn, dan kan men rekening houden met de invloed van het bodemtype (dat de biobeschikbaarheid bepaalt) en per bodemtype afzonderlijke waarden afleiden.

Het afleiden van ecotoxicologische bodemsaneringsnormen vereist kennis van de materie. Hierna wordt de procedure toegelicht (volgens CCME (2006)). Essentiële details zijn in dit laatste document terug te vinden.





Figuur 3: Schematische voorstelling van de berekening van ecotoxicologische toetsingswaarden voor bodemcontact (SQVsoil contact), zijnde de ecotoxicologische bodemsaneringsnormen; ESSDs: Estimated Species Sensitivity Distribution – xth percentile; TEC: Threshold Effect Concentration; LOEC: Lowest Observed Concentration; LC50: median effective concentration; ECL: Effects Concentration Low

Bij de bestemmingstypes landbouw, wonen en recreatie wordt de ecotoxicologische bodemsaneringsnorm vastgelegd op een niveau waarbij alleen minimale effecten op het ecosysteem zouden waargenomen worden. Dit niveau wordt de TEC (Threshold Effect Concentration of concentratie met marginale effecten) genoemd.

Bij de commerciële en industriële bestemmingstypes wordt de ecotoxicologische bodemsaneringsnorm vastgelegd op een niveau waarbij nadelige effecten in beperkte mate zouden optreden in minder dan de helft van de soorten. Dit niveau wordt de ECL (Effects Concentration -Low of effectconcentratie – laag) genoemd.

Weight of Evidence methode (bewijslastmethode)

Bij deze methode gaat de voorkeur uit naar het gebruik van IC25 en EC25 data, concentratie waarbij inhibitie/effect optreedt bij 25 % van de organismen. Indien onvoldoende van deze data beschikbaar zijn en deze waarden niet afgeleid kunnen worden uit de dosis-respons curves, gebruikt men de combinatie van “effect” en “geen-effect” data.

EC₂₅ verdeling

- Verzamel de EC25 en/of IC25 effect-eindpunten van alle geselecteerde studies; indien geen EC25 of IC25 beschikbaar is, neem dan het EC_x dichtst bij x = 25 (meestal tussen 20 en 30 %);
- Beschouw, indien mogelijk de waarden voor planten en invertebraten apart;
- Voorwaarde: minimum tien datapunten van minstens drie studies:
 - Indien meerdere datapunten van eenzelfde studie, dan moeten het onderscheiden eindpunten zijn om als afzonderlijke data te worden meegenomen (vb: 2 plantensoorten, of 2 eindpunten);
 - Minimum twee data voor bodeminvertebraten en twee data voor planten;
 - Bij overmaat van data voor eenzelfde species moet selectie van eindpunt of berekening van geometrisch gemiddelde voor een eindpunt overwogen worden om bias te vermijden (zie CCME, 2006);
- Bereken de percentielrangorde (rank percentile) voor elk datapunt en geef grafisch weer²²;
- leid het 25 percentiel voor de ESSD25 en het 50 percentiel voor de ESSD50 af (aflezen uit de grafiek of via regressievergelijking);
- Bereken de TEC en de ECL:
 - $TEC = ESSD25/UF$
 - > Een onzekerheidsfactor (UF) tussen 1 en 5 kan toegepast worden na evaluatie van de data, waarbij volgende elementen in rekening gebracht worden:
 - > De dataset bestaat uit het minimum van 3 studies
 - > Er zijn meer dan drie studies, maar minder dan drie taxonomische groepen
 - > Meer dan 50 % van de data voor ofwel planten ofwel bodeminvertebraten ligt onder het 25 percentiel van de distributie indien deze data gecombineerd zijn
 - > Er werden voornamelijk korte-termijn toxiciteitsstudies gebruikt om aan de minimum datavereisten te voldoen

²² in Oorts en Smolders (2006) werd de log-logistische verdeling gebruikt voor het berekenen van de percentielwaarden); CCME (2006) gebruikt de functie ‘percentielrangorde = $i*100/(n+j)$ ’ met i = rangorde van het datapunt in de dataset en n = totaal aantal punten in de dataset.

- > Meer dan 50 % van de data zijn afkomstig van toxiciteitsstudies met lage biobeschikbaarheid (zie CCME, 2006 voor factoren van lage biobeschikbaarheid).
- ECL = ESSD50
- Indien planten en invertebraten apart beschouwd werden, neem de laagste TEC en de laagste ECL

Effect / geen-effect verdeling

Deze benadering wordt gebruikt indien onvoldoende EC25-waarden kunnen afgeleid worden uit de studies, maar waarbij aan de overige datavereisten wel voldaan is (minstens tien datapunten van drie studies en minstens twee invertebraten en 2 planten datapunten).

- Verzamel de geselecteerde ‘effect’ en ‘geen-effect’ data:
 - Effectdata zijn: LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) en EC50 (median effective concentration); gebruik van andere effectdata zoals LC50 E(L)C<50 moet kritisch geëvalueerd worden;
 - Geen-effectdata zijn: NOEC (No Observed Effect Concentration)
- Bereken de frequentiedistributie volgens de methode ‘empirical distribution with averaging’²³
 - Evalueer kritisch de distributie naar bias en overwicht van data in bepaalde kwantielen; stap desnoods over naar de LOEC- of MEM-methode
- leid het 25 percentiel voor de ESSD25 en het 50 percentiel voor de ESSD50 af;
- Bereken de TEC en de ECL:
 - TEC = ESSD25/UF
 - > Een onzekerheidsfactor (UF) tussen 1 en 5 kan toegepast worden na evaluatie van de data, waarbij volgende elementen in rekening gebracht worden:
 - > De dataset bestaat uit het minimum van 3 studies
 - > Er zijn meer dan drie studies, maar minder dan drie taxonomische groepen
 - > Meer dan 25 % van de data onder het 25 percentiel van de distributie zijn duidelijke effectdata
 - > Meer dan 50 % van de data zijn afkomstig van toxiciteitsstudies met lage biobeschikbaarheid (zie CCME, 2006 voor factoren van lage biobeschikbaarheid).
- ECL = ESSD50

Lowest Observed Effect Concentration methode (laagst waargenomen effectconcentratiemethode)

- Verzamel de geselecteerde LOEC-waarden:
 - Minimaal drie studies met een LOEC
 - Minstens 1 plant en 1 bodeminvertebraat
- Bereken de TEC en ECL:
 - TEC = laagste LOEC/UF
 - > Een onzekerheidsfactor (UF) tussen 1 en 5 kan toegepast worden na evaluatie van de data, waarbij volgende elementen in rekening gebracht worden:

²³ Bij de ‘empirical distribution with averaging’ wordt de percentielwaarde als volgt berekend: percentielwaarde = $(x_j + x_{j+1})/2$ indien $g = 0$ en percentielwaarde = x_{j+1} wanneer $g > 0$. Hierbij is n (aantal datapunten) * p (percentiel/100) = $j+g$, met j het gehele deel van $n*p$ en g het fractionele deel van $n*p$ (Statistica handleiding, documentation.statsoft.com).

- > De LOEC is biologisch significant en niet alleen statistisch verschillend van de controle waardoor extrapolatie onder dit niveau vereist is
- > De LOEC is afkomstig van een acute letale of subletale studie
- > De dataset bestaat uit het minimum van 3 studies
- > Er zijn minder dan drie taxonomische ordes in de dataset vertegenwoordigd
- $ECL = (LOEC1 * LOEC2 * \dots * LOECn)^{1/n}$ (geometrisch gemiddelde)

Median Effects methode (mediane effectenmethode)

De mediane effectenmethode wordt alleen toegepast voor landbouw, wonen en recreatie en wordt door CCME (2006) niet geschikt geacht voor commercieel en industrieel landgebruik.

- Verzamel de geselecteerde EC50 en LC50 waarden:
 - Minimaal drie studies met een EC
 - Minstens 1 plant en 1 bodeminvertebraat
- Bereken de TEC
 - TEC = laagste EC50 of LC50/UF
 - > Indien de laagste waarde een EC50 is, dan wordt een onzekerheidsfactor van 5 toegepast
 - > Indien de laagste waarde een LC50 is, dan wordt een onzekerheidsfactor van 10 toegepast
 - > Een bijkomende onzekerheidsfactor (UF) tussen 1 en 5 kan toegepast worden na evaluatie van de data, waarbij volgende elementen in rekening gebracht worden:
 - ▶ De EC is biologisch significant en niet alleen statistisch verschillend van de controle waardoor extrapolatie onder dit niveau vereist is
 - ▶ De EC is afkomstig van een acute letale of subletale studie
 - ▶ De dataset bestaat uit het minimum van 3 studies
 - ▶ Er zijn minder dan drie taxonomische ordes in de dataset vertegenwoordigd.

4 STREEF- EN RICHTWAARDEN

4.1 STREEFWAARDEN

Streefwaarden moeten alleen opgesteld worden in het kader van het voorbereiden van normering. Bij het opstellen van toetsingswaarden kan deze informatie nuttig zijn omdat ze aangeeft of de berekende waarden analytisch haalbaar zijn en – bij natuurlijk voorkomende stoffen – buiten het normale bereik vallen.

Voor elke stof waarvoor een bodemsaneringsnorm in bodem en grondwater wordt voorgesteld moet aangegeven worden welke concentraties in normale omstandigheden kunnen gemeten worden. Hierbij worden de detectielimiet en de aantoonbaarheidsgrens gerapporteerd.



5 INTEGRATIE EN BIJSTELLINGEN

Dit hoofdstuk is vooral van toepassing bij het opstellen van bodemsaneringsnormen, maar kan als leidraad gebruikt worden bij het opstellen van toetsingswaarden.

Uitgaande van de verschillende afgeleide criteria, wordt een integraal voorstel voor bodemsaneringsnormen geformuleerd. Hierbij worden meegenomen:

- Humaantoxicologisch bepaalde bodemsaneringsnormen
- Ecotoxicologisch bepaalde bodemsaneringsnormen
- Analytische meetbaarheid
- Andere criteria

In principe wordt de laagste waarde van de humaantoxicologisch en ecotoxicologisch bepaalde bodemsaneringsnorm geselecteerd. Deze wordt vergeleken met de achtergrondwaarde. Indien de streefwaarde gelijk is aan de aantoonbaarheidsgrens, dan moet de bodemsaneringsnorm over het algemeen een factor 5 hoger liggen dan deze streefwaarde. Komt de streefwaarde overeen met een meetbare concentratie (natuurlijk voorkomende stoffen), dan wordt de minimale marge bepaald door de meetonzekerheid. Bodemsaneringsnorm en streefwaarde moeten met voldoende onderscheid kunnen bepaald worden.

Voor grondwater zijn er alleen humaantoxicologisch bepaalde bodemsaneringsnormen. De bekomen waarde voor organische verbindingen wordt wel vergeleken met de oplosbaarheid bij relevante temperatuur (ong. 10 °C). Ligt de bekomen waarde hoger dan de oplosbaarheid, dan wordt de oplosbaarheid als bodemsaneringsnorm/waarde voorgesteld.

Bijkomend worden de bekomen waarden eventueel bijgesteld op basis van:

- Toetsing aan dossiers bij OVAM – impact op de beleidsuitvoering;
- Maatschappelijke aanvaardbaarheid: dit gebeurt meestal bij zeer hoge voorgestelde waarden, verlagingen kunnen bijvoorbeeld op basis van limieten uit afvalstoffenwetgeving of consensus onder experts.

6 REFERENTIES

- AFSSET** (2010). Valeurs toxicologiques de reference (VTR) – méthode de construction de valeurs toxicologiques de reference (VTR) pour les substances chimiques cancérigènes. Afsset, Frankrijk.
- Allison, J.D. en Allison, T.L.** (2005). Partition coefficients for metals in surface water, soil and waste. EPA/600/R-05/074.
<http://www.epa.gov/athens/publications/reports/Ambrose600R05074PartitionCoefficients.pdf>, geraadpleegd op 16/09/2014.
- Bierkens, J.** (2001). Methodiek voor het afleiden van ecologische bodemnormen in Vlaanderen, VITO, Mol, TOX/2001/R/011.
- CCME** (2006). A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment. PN 1332
http://www.ccme.ca/files/Resources/supporting_scientific_documents/sg_protocol_1332_e.pdf, geraadpleegd op 14/10/2014.
- Cornelis, C., De Wever, H., Geerts, L., Colles, A., Cayers, T., Jacobs, A., Van Assche, A., Saegeman, V., Calders, R., Berckmans, P. en Witters, H.** (2012). Invloed van nieuwe stoffen en pathogenen op de drinkwatervoorziening – bepalen relevantie, ontwikkeling beleidskader en pilotscreening, deelopdracht 2: afleiden van toelaatbare concentraties voor drinkwater – voorstel voor milieukwaliteitsnormen voor beschermde gebieden drinkwater. VITO, Mol, VITO rapport 2012/MRG/R/366.
- Cornelis, C., Standaert, A., Willems, H.** (2013). S-Risk – Technical guidance document, www.s-risk.be. VITO, Mol, België. 2013/MRG/R/76
- Cornelis, C., Bierkens, J., Standaert, A.** (2013). S-Risk – Stoffenfiches, www.s-risk.be. VITO, Mol, België.
- Cornelis, C., Van Holderbeke, M., Bierkens, J.** (2014). Referentiewaarden voor bodemkwaliteit in particuliere tuinen. VITO, Mol, België. 2014/MRG/R/80.
- Cornelis, C., Touchant, K.** (2016). Basisinformatie voor risico-evaluaties : Uitvoeren van een humaan toxicologische locatiespecifieke risico-evaluatie. VITO/Mol, België. 2016/MRG/R/0644.
- DPS** (2012). Code Wallon de Bonnes Pratiques. Guide de référence pour l'étude de risques – Partie B : Evaluation des risques pour la santé humaine. Version 01. Département du Sol et des Déchets, Direction de la Protection des Sols.
- EC** (2003). Food contact materials – a practical guide. Updated 15 april 2003. European Commission Health and Consumer Protection Directorate-General. SANCO D3/LR D (04.2003).
- EC** (2014). Besluit van de Commissie van 28 mei 2014 tot vaststelling van de milieucriteria voor de toekenning van de EU-milieukeur voor verven en vernissen voor gebruik binnens- en buitenshuis. 2014/312/EU. Publicatieblad van de Europese Unie van 03/06/2014, L164/45.
- ECHA** (2008). Guidance on information requirements and chemical safety assessment – Chapter R.8: characterization of dose [concentration]-response for environment. European Chemicals Agency.
- ECHA** (2012). Guidance on information requirements and chemical safety assessment – Chapter R.8: characterization of dose [concentration]-response for human health. Version 2.1. European Chemicals Agency.
- Krishnan, K.** (2004). Development of a two tier approach for evaluating the relevance of multiroute exposures in establishing drinking water goals for volatile organic chemicals. Contract report prepared for Water Quality and Health Bureau. Safe Environments Programme, Health Canada, Ottawa, Ontario, Canada.

Krishnan, K. en Carrier, R. (2008). Approaches for evaluating the relevance of multiroute exposures in establishing guideline values for drinking water contaminants. *Journal of Environmental Science and Health Part C*, 26, 300 – 315.

Leeman, W.R., van den Berg, K.J., Houben, G.F. (2007). Transfer of chemicals from feed to animal products: the use of transfer factors in risk assessment, *Food Additives and Contaminants*, 24 (1), 1 – 13.

Mackay, D., Shiu, W.-Y., Ma, K.-C., Lee S. C. (2006). *Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*, 2nd edition. CRC Press.

Meerkerk, M.A. (2008). De permeatie van MTBE en ETBE door PVC, PE en AC leidingmaterialen. *KIWA Water Research*. KWR 08.022.

Mol, G., Spijker, J., van Gaans, P., Römkens, P. (2012). *Geochemische bodematlas van Nederland*. Eerste druk. Wageningen Academic Publishers, http://www.wageningenacademic.com/_clientFiles/download/geo-e.pdf (geraadpleegd op 14/10/2014).

NTP (2011). 12th Report on Carcinogens (RoC). National Toxicology Program. <http://ntp.niehs.nih.gov/pubhealth/roc/roc12/index.html> (geraadpleegd op 17/09/2014).

Oorts, K. en Smolders, E. (2006). Uitwerken van PAF (potentieel aangetaste fractie) curves voor ecotoxicologische risico-evaluatie voor terrestrische producten (planten), terrestrische lagere consumenten (invertebraten) en terrestrische hogere consumenten (vertebraten). KULeuven.

OVAM (2004). Basisinformatie voor risico-evaluaties. Deel 1-H: Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen, Deel 2-H: Uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-evaluatie, Deel 3-H: Formularium Vlier-Humaan, Deel 4-SN: Stofdata normering en latere aanvullingen. OVAM.

OVAM (2005). Code van goede praktijk voor locatiespecifieke humane risico-evaluaties bij PAK's in woonzones, www.ovam.be (geraadpleegd op 16/07/2014). D/2006/5024/47.

OVAM (2007a). Bepaling van risico's door uitlogging en beschrijving van de bodemkwaliteit – deel 2: handleiding uitlogging, www.ovam.be (geraadpleegd op 15/07/2014).

OVAM (2007b). Humane risico-evaluaties voor minerale olie – versie maart 2007, www.ovam.be (geraadpleegd op 16/07/2014). D/2007/5024/54.

OVAM (2012). Code van goede praktijk voor oriënterend bodemonderzoek, beschrijvend bodemonderzoek en risicoanalyse voor asbestverontreiniging, www.ovam.be (geraadpleegd op 16/07/2014).

OVAM (2014a). Standaardprocedure oriënterend bodemonderzoek – versie oktober 2014, www.ovam.be.

OVAM (2014b). Standaardprocedure beschrijvend bodemonderzoek – versie oktober 2014, www.ovam.be.

OVAM (2013c). Standaardprocedure bodemsaneringsproject – versie oktober 2013, www.ovam.be (geraadpleegd op 16/07/2014).

OVAM (2013d). Basisinformatie voor risico-evaluaties – aanpassingen 2013. Deel 1-H: Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen, Deel 2-H: Uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-evaluatie. www.ovam.be (geraadpleegd op 16/07/2014).

Sangam, H.P. en Rowe, R.K. (2001). Migration of dilute aqueous organic pollutants through HDPE geomembranes, Geotextiles and geomembranes, 19, 329-357.

Seuntjens, P., Bierkens, J., Patyn, J. et al. (2006). Herziening achtergrondwaarden zware metalen in bodem – eindrapport. VITO. Rapportnummer 2006/IMS/R/367.

Smit, C.E. (2011). Streefwaarde en verwaarloosbaar risiconiveau – gebruik in het Nederlandse milieubeleid. RIVM. Rapportnummer 601357002/2011



Smolders, R., Degryse, F., De Brouwere, K., Van Den Brande, K., Cornelis, C., en Seuntjens, P. (2000). Bepaling van veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen bij bodemverontreiniging in Vlaanderen. KULeuven en VITO. www.ovam.be (geraadpleegd op 16/09/2014).

UNECE (2013). Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), revision 5 – Part 3: health hazards. United Nations Economic Commission for Europe.

http://www.unece.org/trans/danger/publi/ghs/ghs_rev05/05files_e.html (geraadpleegd op 18/12/2014).

US-EPA (1986). Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. United States Environmental Protection Agency. EPA/630/R-00/004.

US-EPA (2005a). Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. United States Environmental Protection Agency. EPA/630/P-03/001F.

US-EPA (2005b). Guidance for developing ecological Soil Screening Levels – OSWER Directive 9285.7-55. Version November 2003, revised February 2005. United States Environmental Protection Agency.

Verschuere, K. (2008) Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, Four Volume Set, 5th edition. Wiley.

Vlaamse Regering (2006). Decreet van 27 oktober 2006 betreffende de bodemsanering en de bodembescherming, Belgisch Staatsblad van 22 januari 2007.

Vlaamse Regering (2007). Besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming, Belgisch Staatsblad 22 april 2008.

Vonk, M.W. (1985). Permeatie van organische verbindingen door leidingmaterialen. KIWA, Mededeling n° 85. Nieuwegein, Nederland.

Waegeneers, N., Smolders, E. (2002). Herziening bodemsaneringsnormen voor zware metalen in de bodem: ecotoxicologische benadering, KULeuven.

WHO (1993). Guidelines for drinking-water quality, 2nd edition. WHO, Genève, Zwitserland.

WHO (2011). Guidelines for drinking-water quality, 4th edition. WHO, Genève, Zwitserland.

BIJLAGE A: MOGELIJKE RAPPORTINDELING BIJ HET OPSTELLEN VAN BODEMSANERINGSNORMEN

- INLEIDING
- FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN VAN DE STOF
- BRONNEN VAN DE STOF
- GEDRAG IN DE BODEM
 - VERSPREIDING
 - SPECIATIE
 - OMZETTINGEN / AFBRAAK
- VOORKOMEN IN HET MILIEU
 - LUCHT
 - BODEM
 - WATER
- BLOOTSTELLING VAN MENSEN
 - INNAME VIA VOEDING
 - GEHALTEN IN GROENTEN, DRINKWATER, DIERLIJKE PRODUCTEN
- OVERDRACHT NAAR BIOTA
 - OPNAME DOOR PLANTEN
 - OPNAME DOOR EN VERDELING IN DIEREN EN VEE
- HUMANE TOXICOLOGIE
 - TOXICOKINETIEK
 - EFFECTEN OP PROEFDIEREN EN IN VITRO
 - EFFECTEN OP DE MENS
 - TOXICOLOGISCHE GRENSWAARDEN
 - > BESCHIKBARE DATA
 - > GESELECTEERDE WAARDEN
 - GEUR- EN SMAAKDREMPELS
- ECOTOXICOLOGIE
 - EFFECTEN OP ECOSYSTEMEN, PLANTEN EN DIEREN
 - BESCHIKBARE WAARDEN
- WETGEVING
- BEREKENING VAN NORMEN VOOR BODEM EN GRONDWATER
- REFERENTIES
- BIJLAGE I: STOFFENFICHES
- BIJLAGE II: DETAIL VAN BEREKENINGSRESULTATEN
- BIJLAGE III: BUITENLANDSE NORMEN

BIJLAGE B: VOORBEELDSTOFFENFICHES

Stoffenfiche metalen/anorganische stoffen

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
naam			
CAS nummer			
EG nummer			
Type			
Molmassa	g/mol		
Oplosbaarheid	mg/l		
Dampdruk	Pa		
Henry-coëfficiënt	Pa m ³ /mol		
Kd	dm ³ /kg		
BCF			
D _{pe}	m ² /d	0	
D _{pvc}	m ² /d	0	
Diffusiecoëfficiënt lucht (D _a)	m ² /d		
Diffusiecoëfficiënt water (D _w)	m ² /d		
K _p	[cm/h]		
FA	-	1	
ABS dermaal bodem/stof	-		
BTF rundsvlees	d/kg		
BTF schapenvlees	d/kg		
BTF lever	d/kg		
BTF nier	d/kg		
BTF melk	d/kg		
BTF bodem – ei	d/kg		
BTF voeder - ei	d/kg		
Carcinogeniteit			
Systemische effecten drempel			
TDI oraal	mg/kg.d		
TCL inhalatoir	mg/m ³		
TDI dermaal	mg/kg.d		
uitmiddeling - leeftijden			
Lokale effecten drempel			
TDI oraal	mg/kg.d		
TCL inhalatoir	mg/m ³		
uitmiddeling - leeftijden			

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Achtergrond orgaanvlees	mg/kg vg		
Achtergrond melk	mg/kg vg		
Achtergrond boter	mg/kg vg		
Achtergrond eieren	mg/kg vg		
Achtergrond buitenlucht	mg/m ³		
Achtergrond binnenlucht	mg/m ³		
Achtergrond drinkwater	mg/m ³		



Stoffenfiche organische stoffen

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
naam			
CAS nummer			
EG nummer			
Type		organisch	
Dissociërend			
Molmassa	g/mol		
Oplosbaarheid	mg/l		
Dampdruk	Pa		
Henry-coëfficiënt	Pa m ³ /mol		(kan ook berekend worden in S-Risk)
log Kow	g/g		
log Koc	dm ³ /kg		(kan ook berekend worden in S-Risk)
Log Koa	g/g		(kan ook berekend worden in S-Risk)
BCF	(mg/kg ds)/(mg/m ³)		(kan ook berekend worden in S-Risk)
Dpe	m ² /d		
Dpvc	m ² /d		
Diffusiecoëfficiënt lucht (Da)	m ² /d		(kan ook berekend worden in S-Risk)
Diffusiecoëfficiënt water (Dw)	m ² /d		(kan ook berekend worden in S-Risk)
Kp	[cm/h]		(kan ook berekend worden in S-Risk)
FA	-		
ABS dermaal bodem/stof	-		
BTF rundsvlees	d/kg		(kan ook berekend worden in S-Risk)
BTF schapenvlees	d/kg		(kan ook berekend worden in S-Risk)
BTF lever	d/kg		(kan ook berekend worden in S-Risk)
BTF nier	d/kg		(kan ook berekend worden in S-Risk)
BTF melk	d/kg		(kan ook berekend worden in S-Risk)
BTF bodem – ei	d/kg		
BTF voeder - ei	d/kg		
Carcinogeniteit			
Systemische effecten drempel			
TDI oraal	mg/kg.d		
TCL inhalatoir	mg/m ³		
TDI dermaal	mg/kg.d		
uitmiddeling - leeftijden			
Lokale effecten drempel			
TDI oraal	mg/kg.d		
TCL inhalatoir	mg/m ³		
uitmiddeling - leeftijden			

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
systemische effecten geen drempel			
SF oraal	(mg/kg.d) ⁻¹		
UR inhalatoir	(mg/m ³) ⁻¹		
SF dermaal	(mg/kg.d) ⁻¹		
uitmiddeling - leeftijden			
lokale effecten geen drempel			
SF oraal	(mg/kg.d) ⁻¹		
UR inhalatoir	(mg/m ³) ⁻¹		
uitmiddeling - leeftijden			
systemische effecten pseudo-drempel			
pTDI oraal	mg/kg.d		
pTCL inhalatoir	mg/m ³		
pTDI dermaal	mg/kg.d		
uitmiddeling - leeftijden			
Lokale effecten pseudo-drempel			
pTDI oraal	mg/kg.d		
pTCL inhalatoir	mg/m ³		
uitmiddeling - leeftijden			
Limiet in lucht	mg/m ³		
Limiet in drinkwater	mg/m ³		
Gewasnorm	mg/kg vg		
Vleesnorm			
Rundsvlees	mg/kg vg		
Schapenvlees	mg/kg vg		
Lever	mg/kg vg		
Nier	mg/kg vg		
Melk	mg/kg vg		
Boter	mg/kg vg		
Ei	mg/kg vg		
Achtergrond voeding volwassene	mg/kg dag		
Achtergrond voeding kinderen	mg/kg.dag		(relatief t.o.v. volwassene cfr TGD)
Achtergrond aardappel	mg/kg vg		
Achtergrond wortelgewassen	mg/kg vg		
Achtergrond bolgroenten (ui, ...)	mg/kg vg		
Achtergrond vruchtgroenten	mg/kg vg		
Achtergrond kool	mg/kg vg		
Achtergrond bladgroenten	mg/kg vg		
Achtergrond peulvruchten	mg/kg vg		

//

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Achtergrond rundsvlees	mg/kg vg		
Achtergrond orgaanvlees	mg/kg vg		
Achtergrond melk	mg/kg vg		
Achtergrond boter	mg/kg vg		
Achtergrond eieren	mg/kg vg		
Achtergrond buitenlucht	mg/m ³		
Achtergrond binnenlucht	mg/m ³		
Achtergrond drinkwater	mg/m ³		

////////////////////////////////////

BIJLAGE C: WERKWIJZE VOOR HET BEPALEN VAN HET DRINKWATEREQUIVALENT

In opdracht van Health Canada heeft Krishnan (2004, 2008) een getrapte benadering ontwikkeld om het belang van dermale en inhalatoire blootstelling via drinkwater in vergelijking met orale inname te kwantificeren. Deze werkwijze wordt door Health Canada gebruikt om drinkwaterrichtlijnen af te leiden (vb: benzeen). Er wordt gewerkt met drinkwaterequivalenten, dit is de hoeveelheid waterinname overeenkomend met de inname via dermale of orale weg bij een bepaalde concentratie. We evalueren de werkwijze in functie van de Vlaamse context.

De drinkwateradvieswaarde in Canada wordt berekend via volgende formule.

$$\text{advieswaarde} = \frac{\text{Toelaatbare Dagelijkse Inname} \times \text{lichaamsgewicht} \times \text{SAF}}{\text{innamehoeveelheid} \left(\frac{l}{dag} + l - \frac{eq}{dag} \right)}$$

SAF is de bronallocatiefactor voor drinkwater en de innamehoeveelheid is de som van de ingenomen hoeveelheid via drinken en de literequivalenten als gevolg van dermale en inhalatoire blootstelling.

Om na te gaan of dermale en inhalatoire blootstelling van belang zijn, wordt vooropgesteld dat ze minstens 10 % moeten uitmaken van de drinkwaterconsumptie. Voor de afleiding van drinkwaternormen gebruiken we in Europa 2 l/d (Health Canada 1,5 l/dag), dus moet dermale of inhalatoire inname leiden tot een drinkwaterequivalent van 0,2 l-eq.

Voor dermale inname is de vergelijking voor het bepalen van het drinkwaterequivalent als volgt:

$$\text{dermaal } l - eq = K_p \times t \times F_{abs} \times A \times C_f$$

K_p	huidpermeabiliteitscoëfficiënt	[cm/h]
t	doucheduur	[h]
F_{abs}	fractie van de dosis, die geabsorbeerd is	[-]
A	blootgesteld huidoppervlak	[cm ²]
C_f	conversiefactor van cm ³ naar l	[0,001 l/cm ³]

In de methodiek wordt de doucheduur op 0,5 uur gesteld. Een studie, uitgevoerd door de VMM in 1999 en 2002 geeft aan dat de gemiddelde tijd die het douchewater loopt, 6 minuten bedraagt. 4 van de 267 ondervraagden uit 1999 (1 %) liet het water tussen 16 en 20 minuten lopen. Er is geen informatie over de duur van het baden beschikbaar. In 2002 bleek dat 4 % van de deelnemers (456) tussen 16 en 20 minuten onder de douche stond. Het blootgestelde huidoppervlak bedraagt 18000 cm² (volwassene). F_{abs} is de fractie van de systemisch beschikbare dosis na dermale absorptie (1 – de fractie na dermale absorptie die uitgeademd

wordt). Deze laatste waarde is stofspecifiek (hangt af van de toxicokinetiek), maar wordt voor vluchtige drinkwatercontaminanten op 0,7 gesteld in Krishnan en Carrier (2008).

Wanneer de waarden ingevuld worden, kan een minimale K_p berekend worden. Stoffen met een K_p hoger dan deze waarde zouden via de dermale route significant bijdragen aan de blootstelling. De exacte K_p-waarde kan uit de literatuur gehaald worden of berekend worden via de formule ontwikkeld door US-EPA (rekenmodule beschikbaar op de website van US-EPA: <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragse/> of via DermWin in de EpiSuite software (<http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuite.htm>).

Met deze stofspecifieke K_p-waarde wordt dan via bovenstaande formule het literequivalent via dermale blootstelling berekend en bijgeteld bij het standaard aantal liter voor orale blootstelling (2 l/d voor een volwassene).

Voor inhalatoire inname is de vergelijking voor het bepalen van het drinkwaterequivalent als volgt:

$$F_{lucht:water} = \frac{0,61 \times K_{aw}}{1 + (80,25 \times K_{aw})}$$

en

$$inhalatoir\ l - eq = F_{lucht:water} \times Q_{alv} \times t \times F_{abs}$$

F _{lucht:water}	verdelingscoëfficiënt lucht:water	[-]
K _{aw}	dimensieloze Henry coëfficiënt	[-]
Q _{alv}	alveolaire ventilatiesnelheid van een volwassene	[675 l/h]
t	doucheduur	[0,5 h]
F _{zbs}	fractie geabsorbeerd bij inhalatie	[-]

De waarde 0,61 is de transferefficiëntie. De waarde 80,25 is de verhouding van het luchtvolume in een gemiddelde badkamer (6420 l) tot het gemiddelde watervolume gebruikt tijdens het douchen (80 l). Uit de VMM-studie van 1999 blijkt een gemiddeld watervolume gebruikt tijdens het douchen van 46 liter. Tien procent van de respondenten gaf aan tussen 81 en 110 liter te verbruiken. In 2002 bedroeg het gemiddeld aantal liter 92. De fractie geabsorbeerd bedraagt 0,7 voor vluchtige stoffen (Krishnan en Carrier, 2008), maar is stofspecifiek. Met de gegevens kan een minimale F_{lucht:water} berekend worden.

De effectieve F_{lucht:water} kan berekend worden uit de Henry-coëfficiënt. Deze kan uit de literatuur gehaald worden of berekend worden via de EpiSuite software. Is de stofspecifieke F_{lucht:water} hoger dan de minimale waarde, dan wordt het literequivalent berekend via inademing en bijgeteld bij de inname via drinkwater.

Hierna volgt een voorbeeld voor benzeen.

De standaardinname via drinkwater is 2 l/dag.



