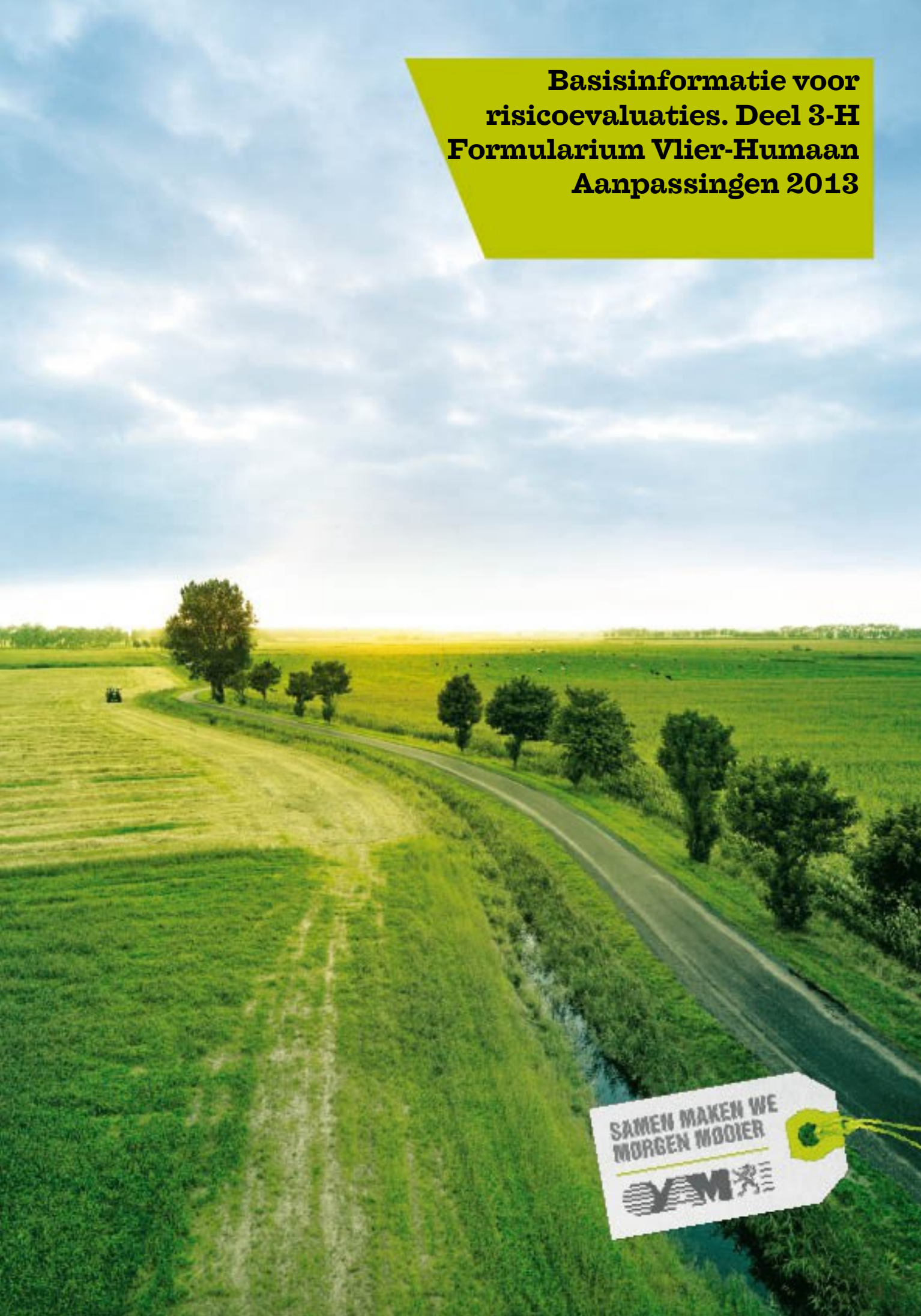


**Basisinformatie voor
risicoevaluaties. Deel 3-H
Formularium Vlier-Humaan
Aanpassingen 2013**



**SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER**



**Basisinformatie voor
risico-evaluaties
DEEL 3-H - Formularium
Vlier-Humaan -
Verouderd document**



Documentbeschrijving

1. *Titel publicatie*

Basisinformatie voor risico-evaluaties DEEL 3-H - Formularium Vlier-Humaan - Verouderd document

2. *Verantwoordelijke Uitgever*

Danny Wille, OVAM, Stationsstraat 110, 2800 Mechelen

3. *Wettelijk Depot nummer*

4. *Aantal bladzijden*

48

5. *Aantal tabellen en figuren*

6. *Prijs**

0 euro

7. *Datum Publicatie*

augustus 2013

8. *Trefwoorden*

Bodemverontreiniging, bodemsaneringsnormen, risico-evaluatie

9. *Samenvatting*

Basisinformatie voor risico-evaluaties geeft informatie voor normstelling en het uitvoeren van risico-evaluaties bij bodemverontreiniging. Deel 3 bevat de formules zoals ze opgenomen zijn in de software Vlier-Humaan. De oorspronkelijke versie van dit document dateert van April 2004. Deel 3 van de Basisinformatie is vervallen door het vervangen van Vlier-Humaan door S-Risk vanaf 1 oktober 2013 bij de uitvoering van humane risico-evaluaties en het berekenen van bodemsaneringsnormen en terugsaneerwaarden. Het wordt alleen behouden als referentiedocument en omdat de bodemsaneringsnormen zoals gepubliceerd tot en met Vlarebo 2008 berekend zijn met het Vlier-Humaan model.

10. *Begeleidingsgroep en/of auteur*

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

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

Griet Van Gestel, Johan Ceenaeme

12. *Andere titels over dit onderwerp*

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

Basisinformatie voor risico-evaluaties – Deel 2-H - Uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-evaluatie – Aanpassingen 2013

S-Risk Technical Guidance Document

S-Risk stoffenfiches

Gegevens uit dit document mag u overnemen mits duidelijke bronvermelding.

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

Inhoudsopgave

1	Inleiding	6
1.1	Algemeen	6
1.2	Deel 3-H: Formularium van Vlier-Humaan	8
2	Verdeling over de bodemfasen	11
2.1	Fugaciteit	11
2.2	Concentraties in de bodemfasen	13
2.2.1	<i>Verbindingen met dampdruk > 0</i>	13
2.2.2	<i>Verbindingen met dampdruk = 0</i>	14
2.2.3	<i>Concentratie in poriewater</i>	14
2.2.4	<i>Concentratie in bodemlucht</i>	15
2.2.5	<i>Diepteprofiel van de verontreiniging</i>	15
2.2.6	<i>Diepteprofiel van de verontreiniging – Vlier-humaan 2.0</i>	17
2.2.7	<i>Gebouw zonder kelder – Vlier-humaan 2.0</i>	17
2.2.8	<i>Uitdamping vanuit grondwater – Vlier-humaan 2.0</i>	18
3	Vervluchting naar buiten- en binnenlucht	19
3.1	Fluxberekeningen	20
3.2	Concentraties in lucht	23
3.3	Concentratie in badkamerlucht	26
4	Concentratie in water	27
4.1	Concentratie in grondwater door uitloging – Vlier-humaan 2.0	27
4.2	Permeatie door drinkwaterleidingen	28
4.3	Concentratie in drinkwater	29
5	Opname door het gewas	30
6	Concentratie in vlees en melk	33
6.1	Tijdsverdeling	33
6.2	Blootstelling van vee	33
6.3	Concentraties in vlees en melk	35
7	Blootstelling van de mens	37
7.1	Ingestie van bodem en stof	37
7.2	Dermaal contact met bodem en stof	38
7.3	Inhalatie van bodem en stof	39
7.4	Inhalatie van gasvormige stoffen	39
7.5	Inname via gewassen	39
7.6	Verbruik van vlees en melk	40
7.7	Blootstelling bij douchen en baden	40
7.8	Inname via drinkwater	41
8	Risico-evaluatie	42
8.1	Inleiding	42
8.2	Toetsing	44
9	Literatuur	48

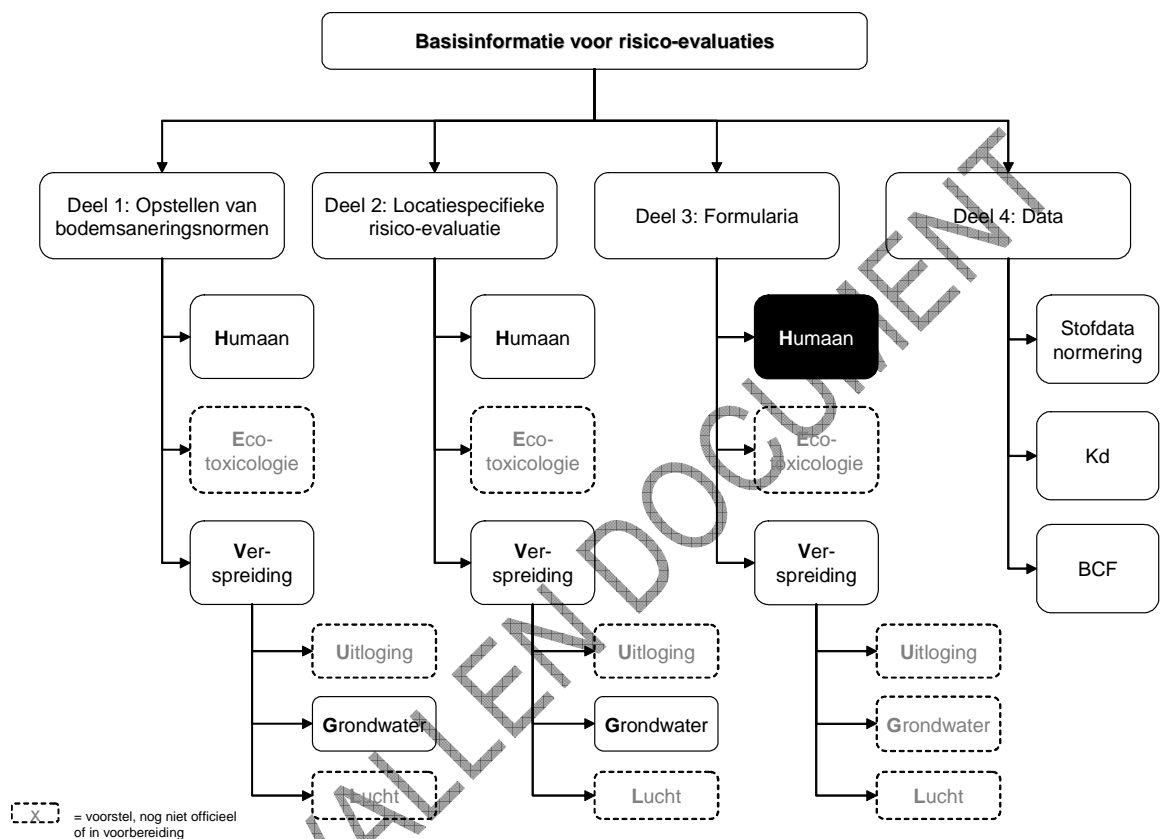
Figuren

<i>Figuur 1: verschillende delen van de basisinformatie voor risico-evaluaties in Vlaanderen</i>	6
<i>Figuur 2 Schema van het verspreidings- en blootstellingsmodel (naar: van den Berg, 1994)</i>	9
<i>Figuur 3: Transportfluxen vanuit de bodem naar de buitenlucht (naar: van den Berg, 1994)</i>	19
<i>Figuur 4: Luchtflux naar binnenlucht via kruipruimte of kelder (naar: Veerkamp en ten Berge, 1994)</i>	20

VERVALLEN DOCUMENT

1 Inleiding

Dit document beschrijft "Deel 3-H: Formularium van Vlier-Humaan" dd. April 2004. Dit document heeft geen toepassingsgebied meer binnen het Vlaamse bodemsaneringsbeleid. Het is uitsluitend beschikbaar ter raadpleging, omdat de bodemsaneringsnormen zoals gepubliceerd in Vlarebo 2008 berekend werden met het Vlier-Humaan model. In Figuur 1 wordt een overzicht gegeven van de basisinformatie voor risico-evaluaties en de daarmee verbonden delen.



Figuur 1: verschillende delen van de basisinformatie voor risico-evaluaties in Vlaanderen

In dit deel 3-H (Formularium van Vlier-Humaan) wordt ingegaan op het formularium achter het software programma Vlier-Humaan.

1.1 Algemeen

Het bodemsaneringsdecreet (OVAM, 1995) voorziet in het gebruik van achtergrondwaarden en bodemsaneringsnormen. De achtergrondwaarden fungeren als primaire saneringsdoelstelling. De bodemsaneringsnormen zijn het

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

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

De nieuwe "Basisinformatie voor risico-evaluaties" biedt een bredere invalshoek en bestaat nu uit verschillende delen:

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

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

- OVAM, 1996. Basisinformatie voor risico-evaluatie, publicatienummer D/1996/5024/19, 1996b, juli 1996.
- OVAM, 2002. Oriënterend bodemonderzoek: standaardprocedure - juni 2002, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie "publicaties" met zoekterm "oriënterend bodemonderzoek".
- OVAM, 2000. Beschrijvend bodemonderzoek. Standaardprocedure, publicatienr. D/2000/5024/13, juni 2000, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie "publicaties" met zoekterm "beschrijvend bodemonderzoek".

- OVAM, 2001. Code van goede praktijk voor bemonstering van grond, grondwater, bodemvocht, bodemlucht en waterbodems, publicatienr. D/2001/5024/13, september 2001.
- Provoost J. et al., 2000. Evaluatie van modellen en meetmethoden voor bepaling van binnenluchtkwaliteit bij bodemverontreiniging, Vito, publicatienr. 2000/IMS/R/193, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie "publicaties" met zoekterm "binnenluchtkwaliteit".
- Smolders E., Degryse F., De Brouwere K., Van Den Brande K., Cornelis C., Seuntjens P., 2000. Bepaling van veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen bij bodemverontreiniging in Vlaanderen, Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium voor Bodemvruchtbaarheid en Bodembioogie, Vito, Expertisecentrum Integrale Milieustudies, Oktober 2000, downloaden OVAM website <http://www.ovam.be>, optie "publicaties" met zoekterm "veldgemeten verdelingsfactoren".

1.2 Deel 3-H: Formularium van Vlier-Humaan

De bodemsaneringsnormen, die gelden voor de bestemmingstypes, waar de bescherming van de mens prioritair is, zijn opgesteld op basis van een risico-evaluatie. Een humane risico-evaluatie legt de relatie tussen de verontreiniging het risico, dat de mens loopt als gevolg van blootstelling aan deze verontreiniging. Om een risico-evaluatie te kunnen uitvoeren, is het nodig de verspreiding van de stof in het milieu en van het contact van de mens met de stof te kunnen kwantificeren.

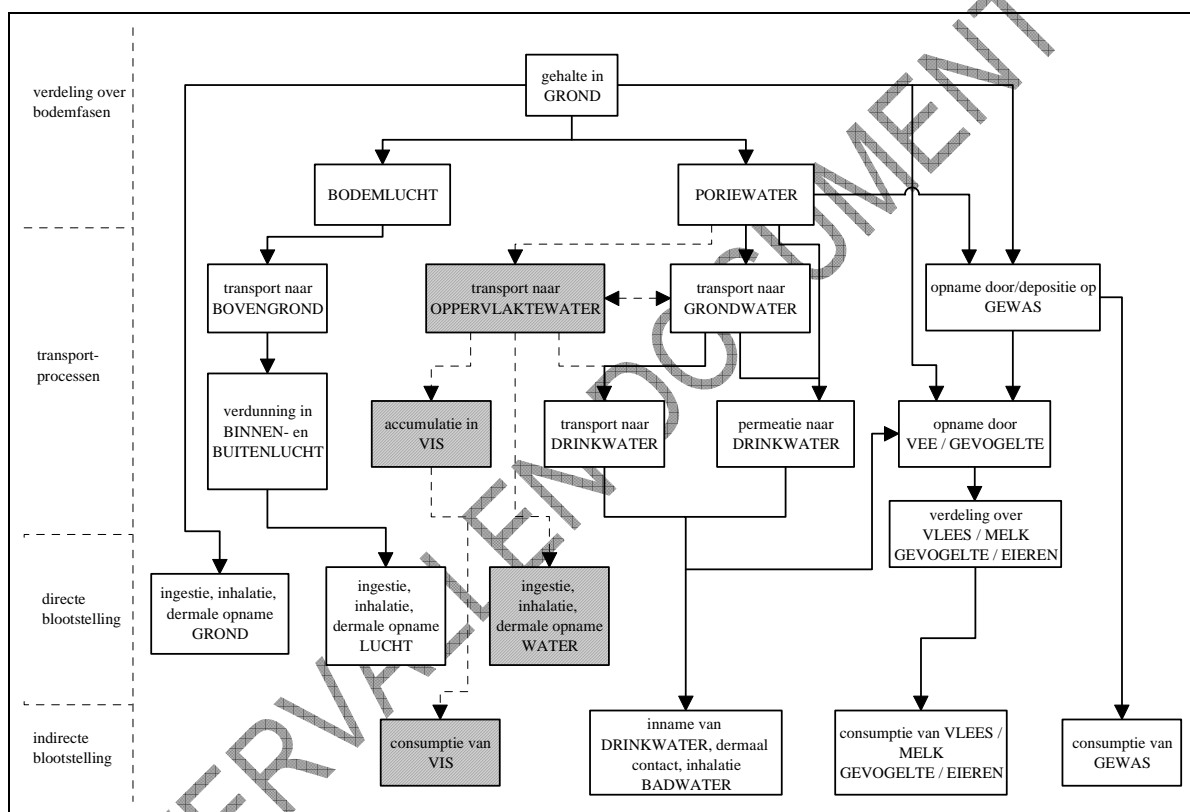
Voor het berekenen van de verspreiding van een stof in het milieu wordt gebruik gemaakt van een verspreidingsmodel. In het kader van de normering moet een eenvoudig verspreidingsmodel worden gebruikt, aangezien geen rekening kan worden gehouden met sterk locatie-afhankelijke en tijdsafhankelijke factoren. In het kader van een locatiespecifieke risico-evaluatie kan vertrokken worden van eenzelfde eenvoudig model, waarbij getracht wordt zoveel mogelijk locatiespecifieke informatie mee te nemen.

De blootstelling van de mens aan een stof wordt berekend door het kwantificeren van de verschillende contactwegen of blootstellingswegen. Het belang van de blootstellingswegen wordt bepaald door de menselijke activiteit op een bepaald terrein. Ook hier moeten veralgemeningen ingevoerd worden. Een zekere vorm van differentiatie gebeurt door het definiëren van activiteiten- of blootstellingsscenario's. Deze scenario's vinden hun weerslag in de bestemmingstypes.

Voor de risico-evaluatie moet vastgelegd worden aan welke humaan-toxicologische gegevens de blootstelling getoetst zal worden. De keuze van deze gegevens geeft invulling aan het begrip ernstige nadelige effecten in de definitie van de bodemsaneringsnormen. Bij historische bodemverontreiniging moet in de risico-evaluatie nagegaan worden of er ernstige bedreiging bestaat. Ernstige bedreiging voor de mens moet dan ook bepaald worden aan de hand van toetsing aan dezelfde humaan-toxicologische gegevens.

De berekening van de verspreiding in het milieu en de blootstelling van de mens gebeurt in de normering met een verspreidings/blootstellingsmodel, dat gebaseerd

is op de ECETOC-publicaties over risico-evaluaties (ECETOC, 1990; ECETOC, 1992) en verder aangepast werd in de versies van het HESP-model (van den Berg, 1994). Dit model is een uitgebreidere versie van het C-Soil-model, dat in Nederland gebruikt wordt voor het opstellen van humaan-toxicologische concentraties voor ernstige bodemverontreiniging (van den Berg, 1994). Het model heeft een commerciële vertaling gehad in het software pakket Vlier-humaan (ref.). Vlier-humaan 2.0 kent een aantal uitbreidingen, die ook in dit document zijn opgenomen. Deze uitbreidingen worden niet gebruikt in de normering, maar kunnen wel nuttig zijn bij locatiespecifieke risico-evaluaties. In Figuur 2 is een schematische weergave opgenomen van de berekeningsmodules van het model. De verspreidings- en blootstellingswegen, die niet meegenomen worden in de berekeningen zijn in stippellijn gezet; de compartimenten, waarvoor geen concentraties berekend worden, zijn in donker weergegeven.



Figuur 2 Schema van het verspreidings- en blootstellingsmodel (naar: van den Berg, 1994)

Het gebruikte model is een statisch model, dat uitgaat van een evenwichtssituatie. Er wordt behoud van massa verondersteld: de totale hoeveelheid stof in de bodem blijft constant; er treedt geen uitputting op. Er wordt geen rekening gehouden met het verdwijnen van de stof door uitloging, vervluchtiging of afbraak. Alle compartimenten bevinden zich in evenwicht met elkaar. De concentraties in de compartimenten zijn niet tijdsafhankelijk.

Dit document bevat het formularium zoals ze gebruikt worden voor het opstellen van de bodemsaneringsnormen. Tevens bevat het de bijkomende formules zoals opgenomen in commerciële software Vlier-humaan 2.0.

In de hierna volgende hoofdstukken wordt het formularium voor de berekening van de verspreiding, de blootstelling en het risico besproken. Voor verdere informatie wordt verwezen naar de oorspronkelijke literatuur (ECETOC, 1992, Veerkamp en ten Berge, 1994). De hier opgenomen formules zijn niet altijd gelijk aan deze uit de oorspronkelijke literatuur. De redenen voor de lichte afwijkingen hebben voornamelijk te maken met de wijze van programmeren. De formules geven wel dezelfde resultaten.

VERVALLEN DOCUMENT

2 Verdeling over de bodemfasen

De berekening van de verdeling van een stof over de bodemfasen (bodemplucht, bodemwater, vaste deeltjes) gebeurt volgens het fugaciteitsprincipe. De fugaciteit van een stof in een medium is de neiging van die stof om te ontsnappen uit het medium. De fugaciteiten van een stof, aanwezig in media, die met elkaar in evenwicht staan, zijn gelijk. Voor elk medium wordt een fugaciteitscapaciteitsconstante berekend. Hieruit kunnen de massafracties in de verschillende bodemfasen berekend worden. Uit de gegeven bodemconcentratie en de massafracties kunnen de concentraties in de bodemfasen berekend worden.

Om deze berekeningen uit te voeren zijn volgende stofparameters vereist: molmassa, oplosbaarheid, dampdruk, Henry-coëfficiënt (kan ook berekend worden), verdelingscoëfficiënt bodem/water. De maximale concentratie in het poriewater wordt bepaald door de oplosbaarheid van de stof. Boyen de oplosbaarheid blijven de concentratie in het poriewater en in de bodemplucht constant.

2.1 Fugaciteit

$$Z_a = 1 / (8,314 \times T_{\text{bodem}})$$

$$Z_w = 1 / H_s$$

$$Z_s = (K_d \times SG \times Z_w) / SN_s$$

$$H_s = \exp[\ln H_T + 0,024 \times (T_{\text{bodem}} - T)]$$

$$H_T = P_T / S_T$$

met

Z_a	fugaciteitscapaciteitsconstante in lucht	[mol/m ³ .Pa]
Z_w	fugaciteitscapaciteitsconstante in water	[mol/m ³ .Pa]
Z_s	fugaciteitscapaciteitsconstante in bodem	[mol/m ³ .Pa]
T	temperatuur waarbij de Henry-coëfficiënt geldt	[K]
T_{bodem}	bodemtemperatuur	[K]
H_s	Henry-coëfficiënt bij de bodemtemperatuur	[Pa.m ³ /mol]
H_T	Henry-coëfficiënt bij temperatuur T	[Pa.m ³ /mol]
K_d	verdelingscoëfficiënt bodem / water	[dm ³ /kg]
SG	soortelijke massa van de bodem	[kg/dm ³]
SN_s	volumefractie van de vaste fase	[-]
P	dampdruk	[Pa]
S	oplosbaarheid	[mol/m ³]

Er wordt verondersteld dat vochtgehalte van de bodem voldoende hoog is om rond de bodemkorrels een laagje water toe te laten. In dit geval treedt vervluchtiging alleen op vanuit de waterfase. In de meeste bodems is aan deze voorwaarde voldaan. De fugaciteitscapaciteitsconstante voor de luchtfase wordt gegeven door de gasconstante R en de bodemtemperatuur, de fugaciteitscapaciteitsconstante voor de waterfase wordt gegeven door de inversie van de Henry-coëfficiënt. De Henry-coëfficiënt geeft de neiging aan van een stof tot verdamping vanuit water en kan ook berekend worden uit de verhouding van de dampdruk tot de

oplosbaarheid. De fugaciteitscapaciteitsconstante voor de vaste fase is de resultante van deze constante voor de waterfase en de sorptiecoëfficiënt.

De Henry-coëfficiënt kan ingevuld worden, indien hiervoor literatuurgegevens voorhanden zijn. Bij berekening van de Henry-coëfficiënt worden, indien mogelijk, gegevens gebruikt voor oplosbaarheid en dampdruk, die bij eenzelfde temperatuur gemeten werden. Zowel dampdruk als oplosbaarheid, en daardoor ook de Henry-coëfficiënt zijn temperatuursafhankelijke gegevens. Om deze reden worden bij voorkeur data gebruikt, gemeten bij een temperatuur die zo dicht mogelijk bij de bodem- of omgevingstemperatuur aansluit.

De relatie tussen de vaste en de vloeibare fase wordt weergegeven door de sorptiecoëfficiënt. Hierbij wordt aangenomen dat het proces van vasthechting op de vaste fase kan beschreven worden door een reversibele sorptie. De mate van sorptie wordt bepaald door de sorptiecoëfficiënt, die de verhouding geeft tussen de concentraties op beide fasen onder evenwichtsomstandigheden.

organische verbindingen:

Voor organische verbindingen wordt de sorptiecoëfficiënt in de bodem berekend uit de sorptiecoëfficiënt aan organisch materiaal (K_{oc}). De aanname dat organische verbindingen vooral sorberen aan het organisch materiaal in de bodem gaat vrij goed op, behalve bij zeer lage gehalten organisch materiaal. Indien gegevens uit de literatuur voorhanden zijn, kan de K_{oc} voor organische verbindingen ingevuld worden. Indien deze ontbreekt, of de data schaars en onzeker zijn, kan de K_{oc} op zijn beurt berekend worden uit de octanol/water verdelingscoëfficiënt (K_{ow}). De relatie tussen K_{ow} en K_{oc} wordt hier berekend via de formule van Karickhoff (Karickhoff, 1981). Voor specifieke stofgroepen kunnen andere relaties meer geschikt zijn. Een overzicht is gegeven in EC (1996). Bij zuurdissociërende organische verbindingen wordt voor sorptie alleen rekening gehouden met de bij de bodempH niet-gedissocieerde fractie. Er wordt verondersteld dat de gedissocieerde fractie niet weerhouden wordt op bodemdeeltjes.

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc} \times f_{nd}$$

$$K_{oc} = 0,411 \times K_{ow}$$

$$f_{oc} = f_{om} \times 0,58$$

$$f_{nd} = 1 / (1 + 10^{(pH - pK_a)})$$

met

K_{oc}	verdelingscoëfficiënt organische koolstof / water	[dm ³ /kg]
K_{ow}	verdelingscoëfficiënt octanol / water	[-]
f_{oc}	fractie organische koolstof	[-]
f_{om}	fractie organisch materiaal	[-]
f_{nd}	niet-gedissocieerde fractie	[-]
pH	bodempH	[-]
pK _a	zuurdissociatieconstante	[-]

anorganische stoffen

Voor anorganische stoffen moet de K_d -waarde ingevuld worden. Bij anorganische stoffen, zoals metalen, wordt de sorptie sterk bepaald door de bodemeigenschappen en kunnen verschillende bodembestanddelen een rol spelen, zoals kleigehalte, CEC, organisch materiaal, oxiden, pH. De gebruikte K_d moet geschikt zijn voor het bodemtype onder beschouwing. Bij anorganische stoffen is het mogelijk dat het gedrag niet alleen door sorptie wordt bepaald, maar kunnen ook neerslagreacties een rol spelen. De kwantificering van de verschillende processen is niet haalbaar in een screening-model, zodat alleen het proces van sorptie meegenomen wordt. Hoewel over het algemeen gebruik gemaakt wordt van een constante K_d -waarde over het gehele concentratietraject (lineaire relatie tussen de concentratie in de vaste en de vloeibare fase), worden in de praktijk ook een niet-lineaire relaties waargenomen. Vergelijkingen, die deze niet-lineaire relaties kunnen weergeven, zijn Freundlich- en de Langmuirvergelijkingen.

2.2 Concentraties in de bodemfasen

De concentraties in de bodemfasen worden berekend uitgaande van de fugaciteitscapaciteitsconstanten en het volume van de bodemfase. Hieruit bekomt men massafracties, die door vermenigvuldiging met de totaalconcentratie, de concentraties in de bodemfasen opleveren.

2.2.1 Verbindingen met dampdruk > 0

$$P_a = (Z_a \times SN_a) / (Z_a \times SN_a + Z_w \times SN_w + Z_s \times SN_s)$$

$$P_w = (Z_w \times SN_w) / (Z_a \times SN_a + Z_w \times SN_w + Z_s \times SN_s)$$

$$P_s = (Z_s \times SN_s) / (Z_a \times SN_a + Z_w \times SN_w + Z_s \times SN_s)$$

met

P_a	massafractie van de stof in de bodemgasfase	[-]
P_w	massafractie van de stof in de bodemvochtfase	[-]
P_s	massafractie van de stof in de vaste fase	[-]
SN_w	volumefractie watergevulde poriën in de bodem	[-]
SN_a	volumefractie luchtgevulde poriën in de bodem	[-]

2.2.2 Verbindingen met dampdruk = 0

$$P_a = 0$$

$$P_w = SN_w / (SN_w + K_d \times SG)$$

$$P_s = 1 - P_w$$

2.2.3 Concentratie in poriewater

Indien de concentratie in het poriewater de oplosbaarheid bereikt, blijft de poriewaterconcentratie constant op het niveau van de oplosbaarheid bij verder stijgende bodemconcentraties. Dit heeft ook gevolgen voor de concentratie in de bodemlucht.

$$C_{smax} = (S \times M \times SN_w) / (SG \times P_w)$$

$$\text{ALS } (C_s \times SG \times P_w) / SN_w > S \times M$$

$$\text{DAN } C_{pw} = S \times M$$

$$\text{ANDERS } C_{pw} = (C_s \times SG \times P_w) / SN_w$$

met

C_s	bodemconcentratie	[mg/kg ds]
C_{smax}	bodemconcentratie waarbij oplosbaarheid wordt bereikt	[mg/kg ds]
M	molmassa	[g/mol]
C_{pw}	concentratie in het bodemwater	[g/m ³]

Voor organische verbindingen geldt dat, wanneer de concentratie in de bodem de waarde C_{smax} nadert, er puur product zal beginnen ontstaan. Men krijgt derhalve een vierde fase in de bodem, de zogenaamde NAPL (non-aqueous phase liquid). De concentratie in het poriewater wordt dan bepaald door de oplosbaarheid van de stof en haar molfractie in de puur productfase. Bij een puur productfase, die bestaat uit meerdere componenten, zal de concentratie in het poriewater bijgevolg lager zijn dan gegeven door de oplosbaarheid. Dit laatste proces is niet meegenomen in het model.

Bij toenemende metaalbelasting in de bodem, zal de concentratie in het poriewater finaal bepaald worden door de maximale verzadiging van de sorptieplaatsen van het bodemcomplex en door het optreden van neerslagreacties.

2.2.4 Concentratie in bodemlucht

De concentratie in de bodemlucht wordt berekend uit de concentratie in het poriewater en de verhouding van de massafracties in bodemlucht en poriewater.

$$C_{sa} = (C_{pw} \times SN_w \times P_a) / (P_w \times SN_a)$$

met

C_{sa} concentratie in de bodemlucht [g/m³]

Voor organische verbindingen geldt dat, wanneer de concentratie in de bodem de waarde C_{smax} nadert, er puur product zal beginnen ontstaan. Men krijgt derhalve een vierde fase in de bodem, de zogenaamde NAPL (non-aqueous phase liquid). Het concentratie in de bodemlucht zal bepaald worden door verdamping vanuit de puur productfase en niet langer door verdamping vanuit poriewater. De concentratie in de bodemlucht wordt dan bepaald door de dampdruk van de stof en haar molfractie in de puur productfase. Bij een puur productfase, die bestaat uit meerdere componenten, zal de concentratie in de bodemlucht bijgevolg lager zijn dan gegeven door de dampdruk van de stof. De aanwezigheid van een NAPL is niet meegenomen in het model.

2.2.5 Diepteprofiel van de verontreiniging

Het model houdt rekening met het feit dat concentraties in de bodem kunnen variëren met de diepte. Daarom is het mogelijk om bodemconcentraties in te voeren voor drie lagen:

- toplaag: 0 – 0,25 m-mv;
- middenlaag: 0,25 – 1,5 m-mv
- diepe laag: 1,5 – 2,5 m-mv

De te gebruiken bodemconcentratie voor de berekening van de bodemluchtconcentratie hangt af van het concentratieprofiel in de bodem en heeft tot doel een representatieve invoerconcentratie te berekenen voor de flux vanuit de bodem naar buiten- en binnenlucht.

Buitenlucht

ALS $C_{s,d} \geq C_{s,m}$

DAN

ALS $C_{s,d} > C_{s,t}$

DAN $C_{s,o} = 0,1 \times C_{s,t} + 0,5 \times C_{s,m} + 0,4 \times C_{s,d}$

ANDERS $C_{s,o} = C_{s,t}$

ANDERS

ALS $C_{s,m} \geq C_{s,t}$

DAN $C_{s,o} = 0,17 \times C_{s,t} + 0,83 \times C_{s,m}$

ANDERS $C_{s,o} = C_{s,t}$

binnenlucht – kelder/kruipruimte met open vloer

ALS $C_{s,d} > C_{s,m}$

DAN

ALS $C_{s,d} > 0,01 \times C_{s,t}$

DAN $C_{s,bo} = 0,5 \times C_{s,m} + 0,5 \times C_{s,d}$

ANDERS $C_{s,bo} = C_{s,t}$

ANDERS

ALS $C_{s,m} \geq 0,01 \times C_{s,t}$

DAN $C_{s,bo} = C_{s,m}$

ANDERS $C_{s,bo} = C_{s,t}$

binnenlucht – kelder/kruipruimte met betonnen vloer

$C_{s,bc} = 0,068 \times C_{s,t} + 0,34 \times C_{s,m} + 0,592 \times C_{s,d}$

met

$C_{s,d}$	bodemconcentratie in de diepe laag	[mg/kg ds]
$C_{s,m}$	bodemconcentratie in de middelste laag	[mg/kg ds]
$C_{s,t}$	bodemconcentratie in de toplaag	[mg/kg ds]
$C_{s,o}$	bodemconcentratie voor buitenluchtberekeningen	[mg/kg ds]
$C_{s,bo}$	bodemconcentratie voor open vloer luchtberekeningen	[mg/kg ds]
$C_{s,bc}$	bodemconcentratie voor betonnen vloer luchtberekeningen	[mg/kg ds]

De relatieve bijdragen van de bodemconcentraties in de verschillende lagen worden berekend op basis van de standaardafmetingen van een kelder, zoals deze verder in het rapport weergegeven worden. Het is mogelijk in de Vlier-Humaan 2.0 versie om de lengte en breedte van de kelder aan te passen. Echter de hoogte van de kelder kan niet worden aangepast.

2.2.6 Diepteprofiel van de verontreiniging – Vlier-humaan 2.0

Bij de herziening van Vlier-humaan wordt de mogelijkheid geboden rekening te houden met de lengte en breedte van de kelder. De hoogte van de kelder blijft een standaardwaarde, afhankelijk van de keuze voor een kruipruimte met open vloer of een kelder met betonnen vloer. Dit heeft gevolgen voor de situatie van een kelder met betonnen vloer.

binnenlucht – kelder/kruipruimte met betonnen vloer

$$C_{s,bc} = \frac{(0,25 \times (l + w) \times 2 \times C_{s,t} + 1,25 \times (l + w) \times 2 \times C_{s,m} + 0,5 \times (l + w) \times 2 \times C_{s,d} + l \times w \times C_{s,d})}{(4 \times (l + w) + l \times w)}$$

met

l lengte van de kelder [m]
w breedte van de kelder [m]

2.2.7 Gebouw zonder kelder – Vlier-humaan 2.0

Een bijkomende optie is de berekening van een binnenluchtconcentratie voor een gebouw met betonnen vloer zonder kelder. Hierbij wordt verondersteld dat de betonnen vloer zich ter hoogte van het maaiveld bevindt, en wordt de te gebruiken bodemconcentratie berekend zoals voor buitenlucht.

binnenlucht – betonnen vloer zonder kelder

$$\text{ALS } C_{s,d} \geq C_{s,m}$$

DAN

$$\text{ALS } C_{s,d} > C_{s,t}$$

$$\text{DAN } C_{s,b,oc} = 0,1 \times C_{s,t} + 0,5 \times C_{s,m} + 0,4 \times C_{s,d}$$

$$\text{ANDERS } C_{s,b,oc} = C_{s,t}$$

ANDERS

$$\text{ALS } C_{s,m} \geq C_{s,t}$$

$$\text{DAN } C_{s,b,oc} = 0,17 \times C_{s,t} + 0,83 \times C_{s,m}$$

$$\text{ANDERS } C_{s,b,oc} = C_{s,t}$$

met

$C_{s,b,oc}$ bodemconcentratie voor betonnen vloer zonder kelder [mg/kg ds]

2.2.8 Uitdamping vanuit grondwater – Vlier-humaan 2.0

Er wordt de mogelijkheid geboden om een schatting te maken van de uitdamping vanuit grondwater. Indien voor een organische verbinding een grondwaterconcentratie ingevoerd wordt (bodemconcentratie niet ingevoerd). De te gebruiken bodemconcentratie wordt berekend uit de grondwaterconcentratie en de faseverdeling.

$$C_{s,b} = \frac{C_{gw} \times SN_w}{SG \times P_w}$$

met

C_{gw} grondwaterconcentratie [g/m³]

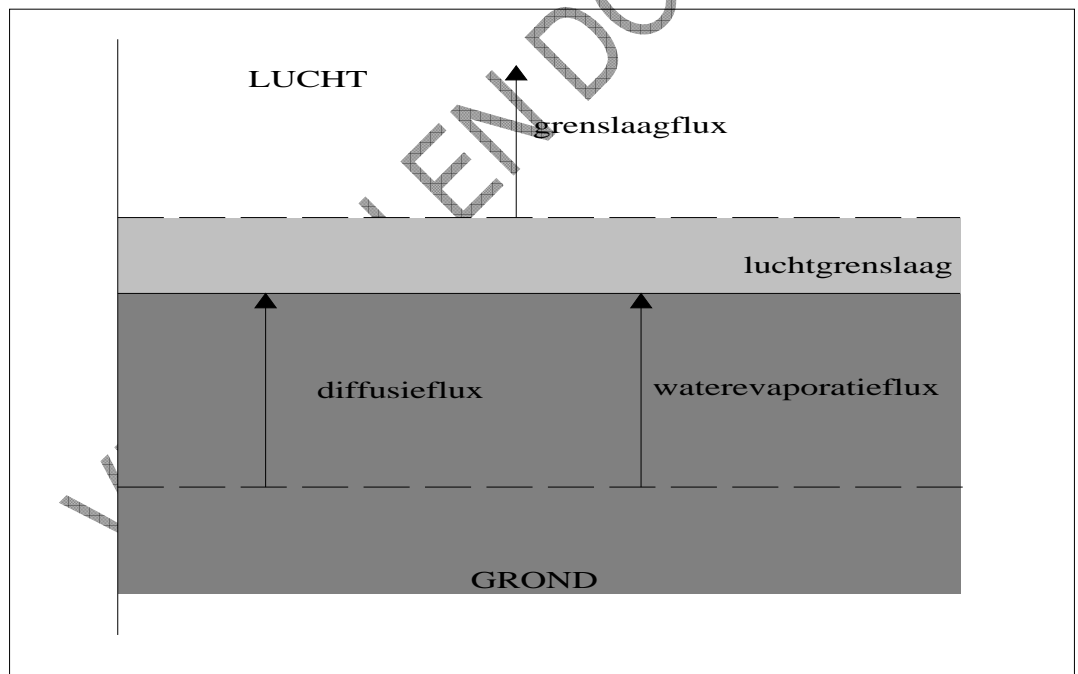
3 Vervluchting naar buiten- en binnenlucht

Voordat een stof zich kan verspreiden in de buiten- of binnenlucht, moet zij eerst het oppervlak bereiken. Theoretisch kunnen een aantal transportwegen naar het bodemoppervlak onderscheiden worden:

- transport in de luchtfase of de waterfase door diffusie als gevolg van een concentratiegradiënt tussen verontreinigde laag en bodemoppervlak of keldervloer;
- transport in de luchtfase door advectie als gevolg van een drukverschil tussen de bodem en de buiten- of binnenlucht;
- transport in de vloeibare fase door advectie met de waterevaporatieflux.

Er wordt in het model alleen rekening gehouden met de flux door diffusie en de flux met de waterevaporatie.

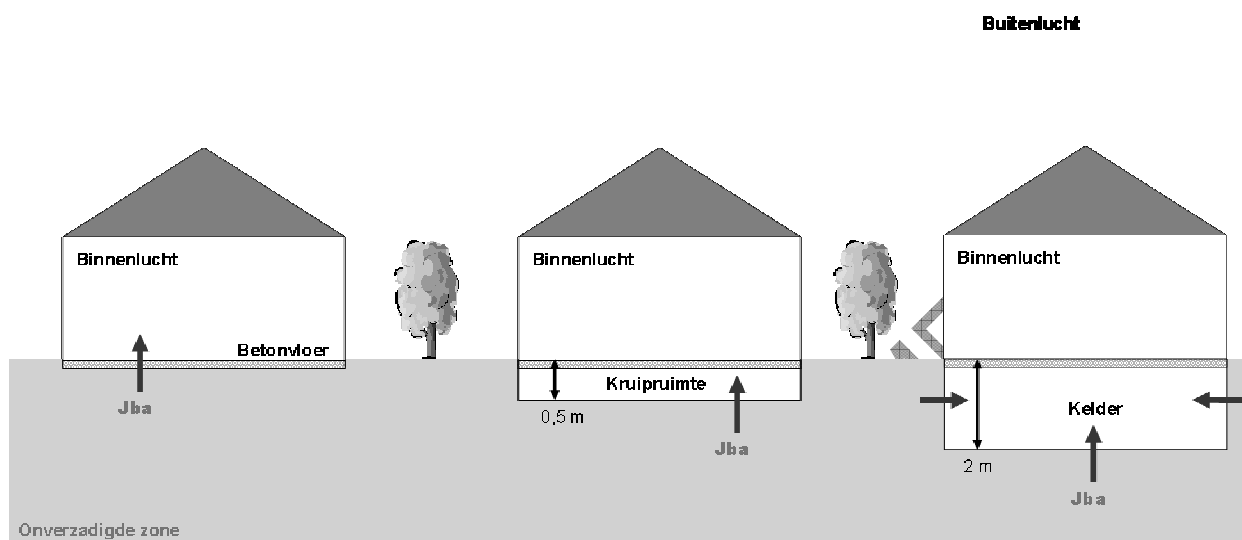
In de modellering voor buitenlucht wordt verondersteld dat zich op het grensvlak bodem/lucht een stagnerende luchtgrenslaag bevindt. Transport doorheen deze luchtgrenslaag vindt plaats via diffusie. De aanvoer vanuit de bodem naar de grenslaag wordt gegeven door de som van de bodemdiffusieflux en de waterevaporatieflux; aanvoer naar de buitenlucht wordt bepaald door de limiterende factor in de aanvoer naar de grenslaag en de diffusie doorheen de grenslaag. In Figuur 3 wordt dit schematisch weergegeven. De resulterende flux wordt in de buitenlucht verdund door een “verversingsflux”, die het gevolg is van de windsnelheid en de terreinkarakteristieken.



Figuur 3: Transportfluxen vanuit de bodem naar de buitenlucht (naar: van den Berg, 1994)

Bij het transport naar de binnenlucht worden drie mogelijkheden voorzien: (a) het gebouw heeft een kruipruimte zonder verharde vloer, (b) het gebouw heeft een kelder met betonnen vloer en (c) het gebouw heeft een betonnen vloer en geen

kelder. De laatste optie is alleen beschikbaar in Vlier-humaan 2.0. In Figuur 4 zijn de drie situaties weergegeven.



Figuur 4: Luchtflux naar binnenlucht via kruipruimte of kelder (naar: Veerkamp en ten Berge, 1994)

Bij kruipruimtes wordt verondersteld dat alleen de flux via de open vloer meetelt, behalve indien de verontreiniging zich alleen in de toplaag bevindt. In het laatste geval wordt de flux doorheen de betonnen muren gebruikt. Bij een kelder wordt de flux via vloer en muren samengeteld. Indien alleen een betonnen vloer zonder kelder voorligt, wordt de flux via de betonnen vloer in rekening gebracht alsof deze zich ter hoogte van het maaiveld bevindt. De concentratie in het gebouw wordt berekend via de ventilatie in de woning en de relatieve bijdrage van de lucht in de kruipruimte/kelder aan de lucht in de woning.

3.1 Fluxberekeningen

De berekening van de diffusieflux gebeurt via de eerste wet van Fick, waarbij de flux gegeven wordt door de diffusiecoëfficiënt in het medium vermenigvuldigd met de concentratiegradiënt per eenheidslengte. In eerste instantie worden de diffusiecoëfficiënten in de verschillende media berekend. De diffusiecoëfficiënten in lucht en water kunnen berekend worden uit de molmassa, waarbij de diffusiecoëfficiënt in water een factor 10000 lager is dan de diffusiecoëfficiënt in lucht. De diffusiecoëfficiënten in lucht en water kunnen ook ingevuld worden, indien gegevens in de literatuur gevonden worden. De effectieve diffusiecoëfficiënten in bodemlucht en bodemwater houden rekening met de volumefractie lucht of water, de porositeit en een correctie voor tortuositeit volgens de vergelijking van Millington-Quirk (Jury et al., 1983). De effectieve diffusiecoëfficiënt in bodem volgt

uit een combinatie van de afzonderlijke diffusiecoëfficiënten, de massafracties en de fractie water- of luchtgevulde poriën.

$$D_a = 0,036 \times \sqrt{76/M}$$

$$D_w = 3,6 \times 10^{-6} \times \sqrt{76/M}$$

$$D_{sa} = SN_a^{10/3} \times D_a / (1 - SN_s)^2$$

$$D_{sac} = CN_a^{10/3} \times D_a / (1 - CN_s)^2$$

$$D_{sw} = SN_w^{10/3} \times D_w / (1 - SN_s)^2$$

$$D_{ef} = (P_a \times D_{sa} / SN_a) + (P_w \times D_{sw} / SN_w)$$

en

$$CN_s = 1 - CN_p$$

met

D_a	diffusiecoëfficiënt in vrije lucht	[m ² /h]
D_w	diffusiecoëfficiënt in vrij water	[m ² /h]
D_{sa}	diffusiecoëfficiënt in bodemlucht	[m ² /h]
D_{sac}	diffusiecoëfficiënt in betonlucht	[m ² /h]
D_{sw}	diffusiecoëfficiënt in bodemwater	[m ² /h]
D_{ef}	diffusiecoëfficiënt in de bodem	[m ² /h]
CN_a	volumefractie lucht in beton	[-]
CN_s	volumefractie vast in beton	[-]
CN_p	volumefractie poriën in beton	[-]

De verschillende diffusiefluxen worden berekend, waarbij de concentratiegradiënt uitgedrukt wordt per eenheidslengte. De diffusielengte (= afstand tussen de bron en het bodemoppervlak) is afgeleid van het scenario van een verontreinigd bodemprofiel van 2,50 m; dit levert een gemiddelde diepte op van 1,25 m (waarnaar de bodemconcentratie voor gebruik in de vervluchtigingsberekeningen berekend wordt), rekening houdend met een kruipkelder van 0,50 m diep geeft dit een diffusielengte van 0,75 m. In het model is deze diffusielengte een vaste waarde. In de praktijk zou ze gerelateerd moeten zijn aan de diepte van de verontreiniging en de aard van de berekende vervluchtiging (buitenlucht, kelder). Omdat dit problemen geeft met het gebruik van een diepteprofiel in het model, wordt een vaste waarde aangehouden. Voor de flux doorheen beton is de diffusielengte gelijk aan de dikte van de betonlaag. Voor vervluchtiging vanuit grondwater (Vlier-humaan 2.0) neemt men dus aan dat de gemiddelde grondwatertafel zich op 1,25 m-mv bevindt.

$$J_1 = \frac{(D_{sa} \times D_{sac}) \times (C_{sa,b} - C_{ba,o})}{(L_c \times d_c)} \left/ \left(\frac{D_{sa}}{L_c} + \frac{D_{sac}}{d_c} \right) \right.$$

$$J_{2b} = D_a \times (C_{sa,b} - C_{ba,o}) / X_a$$

$$J_{2o} = D_a \times (C_{sa,o} - C_{oa,o}) / X_a$$

$$J_3 = C_{pw,o} \times E_v / 24$$

$$\text{ALS } P_a = 0$$

$$\text{DAN } J_{4b} = D_{ef} \times C_{s,b} \times SG / L_c$$

$$J_{4o} = D_{ef} \times C_{s,o} \times SG / L_c$$

$$\text{ANDERS } J_{4b} = (D_{ef} / L_c) \times (C_{sa,b} - C_{ba,o}) \times SN_a / P_a$$

$$J_{4o} = (D_{ef} / L_c) \times (C_{sa,o} - C_{oa,o}) \times SN_a / P_a$$

met

J_1	flux door beton	[g/m ² .h]
J_2	grenslaagflux (buitenlucht (index o) of kelder (index b))	[g/m ² .h]
J_3	watervedampingsflux	[g/m ² .h]
J_4	diffusieflux	[g/m ² .h]
L_c	diffusielengte in de bodem	[m]
d_c	dikte van de betonlaag	[m]
X_a	dikte van de grenslaag	[m]
E_v	evaporatieflux	[m/d]
$C_{ba,o}$	initiële kelderluchtconcentratie	[g/m ³]
$C_{oa,o}$	initiële buitenluchtconcentratie	[g/m ³]
$C_{pw,o}$	concentratie in het bodemwater voor buitenlucht- berekeningen	[g/m ³]
$C_{sa,b}$	concentratie in bodemlucht voor berekening van flux bij doorheen beton	[g/m ³]
$C_{sa,o}$	concentratie in bodemlucht voor berekening van flux bij open kelder/kruipruimte	[g/m ³]

C_{sa} wordt berekend uit C_{pw} (zie 2.2.4). Bij $C_{sa,b}$ is er een verschillende berekening van C_{pw} naargelang het een gebouw met betonnen kelder of een gebouw met betonnen vloer zonder kelder betreft. In het geval van een gebouw met betonnen kelder wordt C_{pw} berekend uit $C_{s,bc}$. In het geval van een gebouw met betonnen vloer zonder kelder wordt C_{pw} berekend uit $C_{s,b,oc}$.

$$\text{ALS } J_3 + J_{4o} < J_{2o}$$

$$\text{DAN } J_{oa} = J_3 + J_{4o}$$

$$\text{ANDERS } J_{oa} = J_{2o}$$

ALS kelder ="open"

DAN

$$\text{ALS } C_{s,bo} = C_{s,t}$$

$$\text{DAN } J_{ba} = J_1$$

ANDERS

$$\text{ALS } J_3 + J_{4b} < J_{2b}$$

$$\text{DAN } J_{ba} = J_3 + J_{4b}$$

$$\text{ANDERS } J_{ba} = J_{2b}$$

$$\text{ANDERS } J_{ba} = J_1$$

met

J_{oa}	buitenluchtflux	[g/m ² .h]
J_{ba}	kelderluchtflux	[g/m ² .h]

Indien de te gebruiken bodemconcentratie gelijk is aan de concentratie in de toplaag, dan wordt de flux doorheen beton gebruikt, omdat in dit geval de flux alleen doorheen de zijwanden van de kruipruimte plaatsvindt.

3.2 Concentraties in lucht

De concentratie in buitenlucht wordt berekend volgens een eenvoudig doosmodel. De site wordt beschouwd als een rechthoek met lengte in de overwegende windrichting. De vanuit de bodem aangevoerde lucht wordt verdund door de aangevoerde buitenlucht. Deze verdunningssnelheid wordt berekend uit de windsnelheid op ademhoogte en de frictiesnelheid. De frictiesnelheid wordt bepaald door de ruwheid van het terrein.

De concentratie in de kelder- of kruipruimtelucht resulteert uit de flux doorheen de keldervloer en eventueel kelderwanden en de verdunning als gevolg van luchtverversing in het gebouw. De binnenluchtconcentratie is een fractie van de kelder- of kruipruimteluchtconcentratie. Bij een gebouw zonder kelder (Vlier-humaan 2.0) resulteert de binnenluchtconcentratie uit de flux doorheen het vloeroppervlak en de luchtverversing in het gebouw.

Zowel in de buitenlucht- als in de binnenluchtberekeningen kan rekening gehouden worden met een achtergrondconcentratie in de aangevoerde lucht.

$$C_o = (10 \times s_r)^{0,53 \times L^{-0,22}}$$

$$S_z = C_o \times 0,2 \times L^{0,76}$$

$$V^* = (k \times V_h) / \ln(h/s_r)$$

ALS $s_r > Y$

DAN $V_Y = 0$

ANDERS $V_Y = \ln(Y/s_r) \times V^* / k$

met

C_o	correctiefactor voor ruwheidslengte	[1]
S_z	Pasquill dispersiecoëfficiënt, verticale richting, stabiliteitsklasse D	[m]
V_h	windsnelheid op hoogte h	[m/h]
s_r	oppervlakteruwheid	[m]
k	Karman constante	[-]
h	hoogte	[m]
V^*	frictiesnelheid	[m/h]
V_Y	windsnelheid op hoogte Y	[m/h]
Y	ademhoogte kind, volwassene, vee	[m]
L	Lengte van het terrein	[m]

$$V_g = (V_Y + V^*) / 2$$

$$V_f = V_g \times S_z / L$$

met

V_g	gemiddelde luchtsnelheid voor kind, volwassene, vee	[m/h]
V_f	verdunningsnelheid	[m/h]

$$C_{oa} = C_{oa,0} + \frac{J_{oa}}{V_f} \text{ OF invulwaarde}$$

ALS kelder ="open"

DAN

$$\text{ALS } C_{s,bo} = C_{s,t}$$

$$\text{DAN } C_{ba} = C_{ba,0} + \frac{J_{ba} \times 2 \times 0,25 \times (1+w)}{1 \times w \times h_e \times R_a}$$

$$\text{ANDERS } C_{ba} = C_{ba,0} + \frac{J_{ba} \times 1 \times w}{1 \times w \times h_e \times R_a}$$

ALS kelder ="beton"

$$\text{DAN } C_{ba} = C_{ba,0} + \frac{J_{ba} \times (1 \times w + 2 \times h_e \times (1+w))}{1 \times w \times h_e \times R_a}$$

ALS kelder ="geen"

DAN $C_{ba} = "n.v.t."$

ALS kelder

$$C_{la} = \text{MAX}(f_{bi} \times C_{ba}; C_{oa}) \text{ OF invulwaarde}$$

ALS geen kelder

$$C_{la} = C_{oa,0} + \frac{J_1 \times (W_i \times L_i)}{W_i \times L_i \times H_i \times R_a}$$

met

C_{oa}	concentratie in buitenlucht (kind, volwassene, vee)	[g/m ³]
C_{ba}	concentratie in kelderlucht	[g/m ³]
C_{la}	concentratie in binnenlucht	[g/m ³]
h_e	hoogte van de kelder	[m]
L_i	lengte van de vloer	[m]
W_i	breedte van de vloer	[m]
H_i	hoogte van de gelijkvloerse verdieping	[m]
R_a	ventilatie snelheid	[1/h]
f_{bi}	fractie van kelderlucht bijdragend aan binnenlucht	[-]

De concentratie in de buitenlucht kan niet hoger zijn dan de concentratie in de bodemlucht, tenzij de initiële buitenluchtconcentratie reeds hoger was dan de bodemluchtconcentratie.

3.3 Concentratie in badkamerlucht

Tijdens het douchen kunnen vluchtige organische verbindingen, die in het leidingwater aanwezig zijn, uit het water vervluchtigen (hogere watertemperatuur). Deze vervluchtiging geeft aanleiding tot aanrijking in de badkamerlucht. De wijze waarop deze stoffen vanuit verontreinigde bodem of grondwater in leidingwater terechtkomen, wordt behandeld in hoofdstuk 4.2.

$$\text{ALS } H_T = 0$$

$$\text{DAN } H_{sh} = 0$$

$$\text{ANDERS } H_{sh} = \exp(\ln H_T + 0,024 \times (T_{douché} - T))$$

$$k_G = (K_g \times \sqrt{18/M}) / 3600$$

$$k_L = (K_l \times \sqrt{44/M}) / 3600$$

$$k_{wa} = [(H_{sh} / (8,314 \times T_{douché})) \times k_L \times k_G] \times (t_f \times 3 / r_d) / [(H_{sh} / (8,314 \times T_{douché})) \times k_G] + k_L$$

$$C_{bk} = k_{wa} \times V_w \times C_{dw} / (2 \times V_{bad})$$

met

H_{sh}	Henry-coëfficiënt bij de douchetemperatuur	[Pa.m ³ /mol]
$T_{douché}$	douchetemperatuur	[K]
k_G	gas massatransfercoëfficiënt	[m/h]
k_L	vloeistof massatransfercoëfficiënt	[m/h]
K_g	gasfase massatransfercoëfficiënt	[m/h]
K_l	vloeistoffase uitwisselingsnelheid	[m/h]
k_{wa}	mate van verdamping	[-]
t_f	valtijd van de druppel	[s]
r_d	diameter van de druppel	[m]
V_w	waterverbruik bij douchen	[m ³]
V_{bad}	badkamervolume	[m ³]
C_{dw}	concentratie in drinkwater	[g/m ³]
C_{bk}	concentratie in badkamerlucht	[g/m ³]

4 Concentratie in water

Drinkwater kan op twee manieren verontreinigd worden. Een eerste wijze is door het rechtstreeks verbruik van grondwater als drinkwater. Een tweede wijze is de permeatie van organische verbindingen door kunststofleidingen.

Wanneer grondwater rechtstreeks verbruikt wordt als drinkwater, wordt de berekende of gemeten grondwaterconcentratie gebruikt voor het berekenen van de blootstelling. Normaal gezien moet gebruik gemaakt worden van gemeten of met een grondwaterspreidingsmodel berekende grondwaterconcentraties. Vlier-humaan 2.0 laat toe om een conservatieve schatting te maken van de concentratie in grondwater, die het gevolg is van uitlogging vanuit de bodem, indien metingen in grondwater niet beschikbaar zouden zijn of indien men vermoedt dat uitlogging nog een rol kan spelen in de grondwaterconcentraties.

4.1 Concentratie in grondwater door uitlogging – Vlier-humaan 2.0

$$q_{inf} = q_{re} \times (1 - f_h) / (1 - SN_s)$$
$$C_{gw} = (C_{pw,d} \times L \times q_{inf}) / (K \times d \times I + L \times q_{inf})$$

OF $C_{gw} = VF \times C_{pw,d}$

OF invulwaarde

met

q_{inf}	infiltratiesnelheid	[m/d]
q_{re}	aanvulsnelheid	[m/d]
f_h	verharde of bebouwde bodemoppervlaktefractie	[-]
$C_{pw,d}$	concentratie in het poriewater diepe laag	[g/m ³]
VF	verdunningsfactor (standaard 0.1 – 10% van het poriewater)	[-]
I	hydraulische gradiënt	[-]
K	hydraulische conductiviteit	[m/d]
d	dikte van de mengzone in de aquifer	[m]

De dikte van de mengzone moet buiten het model om berekend worden. Dit kan aan de hand van onderstaande formule.

$$d = \sqrt{(0,0112 \times L^2)} + d_{gw} \left(1 - \exp\left(\frac{-L \times q_{inf}}{K \times I \times d_{gw}}\right)\right)$$

EN

$$d \leq d_{gw}$$

met

d_{gw} dikte van de grondwatertafel [m]

Indien d groter is dan d_{gw} , wordt d gelijkgesteld aan d_{gw} .

4.2 Permeatie door drinkwaterleidingen

Organische verbindingen kunnen doorheen de wand van kunststofleidingen permeëren. Bij deze permeatie kunnen drie processen onderscheiden worden:

- o oplossen van de organische verbinding in het polymeer aan de buitenzijde van de leiding;
- o diffusie van de organische verbinding doorheen het polymeer;
- o overgang van de organische verbinding vanuit het polymeer naar het water aan de binnenzijde van de leiding.

In stationaire toestand (constante aanvoer per tijdseenheid) wordt de mate van permeatie bepaald door de permeabiliteitscoëfficiënt, die het product is van de diffusiecoëfficiënt doorheen het polymeer en de verdelingscoëfficiënt polymeer/buiten polymeer. De permeatiesnelheid neemt toe bij stijgende temperatuur.

Deze permeatie is het grootst voor polyethyleen leidingen (LDPE of HDPE), maar kan ook optreden bij PVC-leidingen. Bij PVC-leidingen is de diffusiecoëfficiënt zeer laag, zodat het zeer lang (duizenden jaren) duurt vooraleer een stationaire toestand bereikt wordt bij stoffen, die PVC niet verweken. Voor stoffen, die PVC verweken kan vanaf een bepaald concentratieniveau wel significante permeatie optreden (vb: gechloreerde koolwaterstoffen, aniline, ketonen en nitrobenzenen). Voor PVC kan daarom verwacht worden dat geen significante permeatie optreedt voor alcoholen, alifatische koolwaterstoffen en organische zuren; gealkyleerde aromaten bij concentraties lager dan 0,25 maal de maximale concentratie in water of lucht; gechloreerde koolwaterstoffen, anilines, ketonen en nitrobenzenen wanneer de concentraties lager zijn dan 0,1 maal de maximale concentratie in water of lucht. Indien de waterleiding uit beton of asbestcement bestaat, kan aangenomen worden dat geen permeatie vanuit de bodem doorheen de leidingwand kan optreden. Diffusie is immers zeer laag, de structuur verdicht met de tijd en er is een waterdruk van binnen naar buiten.

ALS waterleiding =" ander"

$$\text{DAN } D_p = 0$$

ANDERS

ALS waterleiding =" PVC"

$$\text{DAN } D_p = D_{pvc}$$

$$\text{ANDERS } D_p = D_{pe}$$

De formule voor het berekenen van de concentratie in leidingwater is als volgt opgesteld. De basisformule (Kiwa, 1985) laat toe de concentratie te berekenen bij stilstaand water in een leiding en onder de voorwaarde dat de concentratie in de leiding veel lager is dan de concentratie in het bodemwater. Rekening houdend

met de lengte van de leiding doorheen de verontreinigde zone wordt het stilstand volume verontreinigd water berekend en vermenigvuldigd met de concentratie na stilstand. Om te corrigeren voor doorstroming, wordt deze massa gedeeld door het totale volume water dat gedurende de periode van stilstand werkelijk doorheen de leiding gestroomd zou zijn. In de modellering wordt een stilstandperiode van 24 h vooropgesteld, zodat het dagelijks waterleidingverbruik kan gehanteerd worden.

$$C_{wp} = \frac{2 \times (D_p \times C_{pw,m} \times dt / 24)}{r \times d_e} \times \frac{(\pi \times r^2 \times L)}{Q_{dw}}$$

met

C_{wp}	leidingconcentratie als gevolg van permeatie	[g/m ³]
D_p	permeatiecoëfficiënt	[m ² /d]
dt	stagnatietijd in leiding	[h]
r	interne straal van de leiding	[m]
d_e	dikte van de leidingwand	[m]
L	lengte beschikbaar voor permeatie = terreinlengte	[m]
Q_{dw}	dagelijks drinkwaterverbruik	[m ³ /d]
$C_{pw,m}$	concentratie in het poriewater middelste laag	[g/m ³]

4.3 Concentratie in drinkwater

De concentratie in het drinkwater wordt berekend uit de fracties afkomstig van het waterleidingnet en van grondwater.

$$C_{dw} = C_{wp} \times (1 - f_g) + C_{gw} \times f_g$$

met

f_g	fractie grondwater gebruikt als drinkwater	[-]
-------	--	-----

5 Opname door het gewas

De concentratie van stoffen in planten wordt berekend uit de opname via de wortel en herverdeling naar de stengel, en uit de depositie op het gewas. De concentratie in de wortel en in de stengel van planten als gevolg van opname via de wortel wordt doorgaans berekend met bioconcentratiefactoren (BCF-factoren). Een bioconcentratiefactor is de verhouding van de concentratie in de plant tot de concentratie in de bodem.

De opname van zware metalen via de wortel wordt berekend door gebruik te maken van gemeten BCF-waarden. Indien deze ontbreken, kan met het model een waarde berekend worden. Bij zware metalen worden bij voorkeur ter plaatse gemeten BCF-waarden gebruikt ter vervanging van de in het model opgenomen BCF-waarden. De opname van zware metalen door planten is immers zeer variabel en afhankelijk van lokale condities, zoals plantesoort, bodemtype, bodempH en concentratie in de bodem. Voor organische verbindingen wordt een BCF berekend uitgaande van de K_{ow} . Indien gegevens over gemeten BCF-waarden voorhanden zijn, kunnen deze ook ingevuld worden. Voor organische verbindingen is hierover echter slechts weinig informatie beschikbaar. Voor ionen wordt verondersteld dat zij via de sapstroom mee opgenomen worden zonder enige barrière.

Er wordt telkens gebruik gemaakt van een BCF voor de wortel en een BCF voor de stengel.

De concentratie in de plant als gevolg van depositie van stofdeeltjes op gewassen wordt berekend op basis van groeiperiode, verwerking en stofdepositie. De berekening van de diffusie van vluchtige stoffen vanuit de lucht naar de bovengrondse plantedelen wordt niet meegenomen. Nochtans zou dit een niet te verwaarlozen bron van aanrijking van planten zijn.

BCF gekend

$$BCF_{st}^{ns} = BCF_{st} \times ds_{st}$$

$$BCF_{wo}^{ns} = BCF_{wo} \times ds_{wo}$$

organische verbindingen

$$BCF_{st}^{ns} = \left(10^{(0,95 \times \log Kow) - 2,05} + 0,82\right) \times 0,784 \times 10^{-0,434 \times \frac{(\log Kow - 1,78)^2}{2,44}} \times \frac{C_{pw,t}}{C_{s,t}}$$

$$BCF_{wo}^{ns} = \left(10^{(0,77 \times \log Kow) - 1,52} + 0,82\right) \times \frac{C_{pw,t}}{C_{s,t}}$$

Bij organische verbindingen wordt de opname door planten geschat uit de log Kow. Er wordt verondersteld dat alleen de fractie in de bodemwaterfase beschikbaar is voor opname door de plant.

metalen en metalloïden

$$BCF_{st}^{ns} = ds_{st} \times \exp(2,67 - 1,12 \times \ln K_d) \times 10^{-0,25 \times (pH - pH_{Kd})}$$

$$BCF_{wo}^{ns} = ds_{wo} \times \exp(2,67 - 1,12 \times \ln K_d) \times 10^{-0,25 \times (pH - pH_{Kd})}$$

concentratie in de plant door opname

$$C_{st} = BCF_{st}^{ns} \times C_{s,t}$$

$$C_{wo} = BCF_{wo}^{ns} \times C_{s,t}$$

met

BCF	bioconcentratiefactor stengel (index st), wortel (index w) op droge stof	[-]
BCF ^{ns}	bioconcentratiefactor op vers gewicht	[kg ds/kg vg]
ds	fractie droge stof	[-]
C _{st}	concentratie in de stengel op vers gewicht	[mg/kg vg]
C _{wo}	concentratie in de wortel op vers gewicht	[mg/kg vg]

De opname van zouten door planten is niet opgenomen in het formularium. De concentratie in de plant kan als volgt berekend worden.

$$C_{st} = (1 - ds_{st}) \times C_{pw,t}$$

$$C_{wo} = (1 - ds_{wo}) \times C_{pw,t}$$

concentratie in de plant door depositie

$$C_{\text{dep}} = \frac{f_{\text{in}}}{Y_v \times f_{\text{Ei}}} \times \left(1 - \frac{1 - \exp(-f_{\text{Ei}} \times t_e)}{f_{\text{Ei}} \times t_e} \right) \times DR_o \times \text{stof} \times ds$$

$$C_{\text{depc}} = \frac{f_{\text{in}}}{Y_v \times f_{\text{Ei}}} \times \left(1 - \frac{1 - \exp(-f_{\text{Ei}} \times 30)}{f_{\text{Ei}} \times 30} \right) \times DR_o \times \text{stof} \times ds$$

OF

$$C_{\text{dep}} = \frac{f_{\text{in}}}{Y_v \times f_{\text{Ei}}} \times \left(1 - \frac{1 - \exp(-f_{\text{Ei}} \times t_e)}{f_{\text{Ei}} \times t_e} \right) \times DR_o \times f_{\text{rso}} \times C_{\text{s,t}} \times ds$$

$$C_{\text{depc}} = \frac{f_{\text{in}}}{Y_v \times f_{\text{Ei}}} \times \left(1 - \frac{1 - \exp(-f_{\text{Ei}} \times 30)}{f_{\text{Ei}} \times 30} \right) \times DR_o \times f_{\text{rso}} \times C_{\text{s,t}} \times ds$$

Indien er een externe stofbron aanwezig is op het terrein, d.w.z. dat de stofconcentratie afwijkt van de bodemconcentratie, dan kan dit ingevoerd worden.

totale concentratie in de plant

$$C_{\text{pt}} = (C_{\text{st}} + C_{\text{dep}}) \times f_{\text{l/r}} + C_{\text{wo}} \times (1 - f_{\text{l/r}})$$

met

C_{dep}	concentratie door depositie vers gewicht	[mg/kg vg]
C_{depc}	concentratie door depositie gras vers gewicht	[mg/kg vg]
f_{in}	initieel geïntercepteerde fractie	[-]
Y_v	vegetatieve opbrengst	[kg ds/m ²]
f_{Ei}	verweringsconstante	[1/d]
t_e	gewasgroeiperiode	[d]
DR_o	depositiesnelheid	[kg/m ² .d]
f_{rso}	fractie bodem in stof buiten	[-]
stof	concentratie in externe stofbron	[mg/kg]
C_{pt}	concentratie in de plant vers gewicht	[mg/kg vg]
$f_{\text{l/r}}$	fractie bladgewas ten opzichte van totaal gewas	[-]

DR_o is gelijk aan het product van de stofconcentratie in de lucht met een depositiesnelheid van 1 cm/s (ECETOC, 1992).

6 Concentratie in vlees en melk

Vee wordt via analoge wegen als de mens blootgesteld aan verontreiniging. Voor zware metalen wordt een berekening uitgevoerd in functie van een massabalans, rekening houdend met excretie. Voor organische verbindingen wordt de accumulatie berekend in functie van de K_{ow} en de vetfractie in vlees en melk.

6.1 Tijdsverdeling

De blootstelling van vee houdt rekening met de tijd die vee op stal doorbrengt.

$$N_{xoc} = \frac{t_{xo} \times d_{xo} \times m_x}{2016}$$

$$N_{xic} = \frac{(24 - t_{xo}) \times (7 - d_{xo}) \times m_x}{2016}$$

met

N_{xoc}	tijdfractie buiten in zomer (x=s)/winter (x=w)	[-]
N_{xic}	tijdfractie binnen in zomer/winter	[-]
t_{xo}	uren per dag buiten in zomer/winter	[h/d]
t_{xi}	uren per dag binnen in zomer/winter	[h/d]
d_{xo}	dagen per week buiten in zomer/winter	[d/w]
d_{xi}	dagen per week binnen in zomer/winter	[d/w]
m_x	maanden zomer/winter	[m/j]

6.2 Blootstelling van vee

De blootstelling van vee resulteert uit de som van blootstelling via inname van bodemdeeltjes, inademing van deeltjes en stoffen in de gasfase, inname van voeder en van water.

$$DU_c = C_{s,t} \times AID_c \times f_{acing} \times (N_{soc} + N_{woc})$$

met

DU_c	opname via ingestie van bodemdeeltjes door vee	[mg/d]
AID_c	inname van bodemdeeltjes door vee	[kg/d]
f_{acing}	fractie geabsorbeerd bij ingestie door vee	[-]

$$IP_c = C_{s,t} \times VA_c \times f_{rc} \times f_{acinh} \times (TSP_o \times f_{rso} \times (N_{soc} + N_{woc}) + TSP_i \times f_{rsi} \times (N_{sic} + N_{wic}))$$

met

IP_c	opname door inhalatie van bodemdeeltjes door vee	[mg/d]
VA_c	ademvolume van vee	[m ³ /d]
f_{rc}	fractie in de long weerhouden door vee	[-]
f_{acinh}	fractie geabsorbeerd bij inhalatie door vee	[-]
f_{rsi}	fractie bodem in binnenstof	[-]
TSP_o	gesuspendeerde deeltjes buiten	(kg/m ³)
TSP_i	gesuspendeerde deeltjes binnen	(kg/m ³)

$$IV_c = VA_c \times f_{acinh} \times (C_{oa} \times (N_{soc} + N_{woc}) + C_{iac} \times (N_{sic} + N_{wic})) \times 1000$$

met

IV_c opname door inhalatie stoffen in de gasfase door vee [mg/d]

$$VI_c = (C_{st} + C_{depc}) \times Q_{pc} \times f_{acing}$$

met

VI_c opname door verbruik van voer door vee [mg/d]

Q_{pc} voedselopname door vee (planten) [kg/d]

$$DU_{wc} = (C_{wp} \times (1 - f_{gc} - f_{sc}) + C_{gw} \times f_{gc} + C_{sw} \times f_{sc}) \times f_{acing} \times Q_{wc}$$

met

DU_{wc} opname via verbruik van water door vee [mg/d]

f_{gc} fractie grondwater verbruikt door vee [-]

f_{sc} fractie oppervlaktewater verbruikt door vee [-]

Q_{wc} waterinname door vee [l/d]

C_{sw} concentratie in oppervlaktewater [g/m³]

$$TI_c = DU_c + IP_c + IV_c + VI_c + DU_{wc}$$

met

TI_c totale opname door vee [mg/d]

De fractie geabsorbeerd via inhalatie en ingestie door vee wordt in het model standaard op 1 gesteld. In de praktijk is het belangrijk met werkelijke absorptiefactoren rekening te houden om op deze wijze een overschatting via het verbruik van vlees en melk te vermijden.

6.3 Concentraties in vlees en melk

Organische verbindingen

De transfer van organische contaminanten naar vlees en melk wordt berekend op 3 verschillende manieren, waarbij de resultaten van de drie berekeningswijzen afgewogen worden voor het vaststellen van de te gebruiken concentratie in vlees en melk.

Bij de eerste berekeningswijze wordt een transferfactor gebruikt, die de relatie geeft tussen de opgenomen dosis en de concentratie in vlees of melk.

Bij de tweede berekeningswijze maakt men gebruik van een dimensieloze concentratiefactor, die de verhouding geeft tussen de concentratie in vet en de concentratie in het voeder. Vermenigvuldiging met de fractie vet in vlees of melk geeft de bioconcentratiefactor naar vlees of melk. De totale inname door vee wordt omgerekend naar een pseudo-concentratie in "orale inname" en vermenigvuldigd met de bioconcentratiefactor om de concentratie in vlees of melk te bekomen.

Bij de derde berekeningswijze wordt een eenvoudige massabalans opgesteld, waarbij de over de verblijftijd ingenomen hoeveelheid gedeeld wordt door het gewicht van het dier en de hoeveelheid over de verblijftijd geproduceerde melk, rekening houdend met de respectievelijke vetgehalten.

$$\log K_{me} = -7,735 + 1,033 \times \log K_{ow}$$

$$\log K_{fa} = -3,457 + 0,500 \times \log K_{ow}$$

$$\log K_{mi} = -8,056 + 0,992 \times \log K_{ow}$$

$$C_{me,1} = TI_c \times K_{me}$$

$$C_{me,2} = \left(\frac{TI_c}{AID_c + (IP_c / C_s) + Q_{pc}} \right) \times K_{fa} \times f_{fme}$$

$$C_{me,3} = \left(\frac{t_c \times TI_c}{W_c \times f_{fme} + Q_{mi} \times SG_{mi} \times t_c \times f_{fmi}} \right) \times f_{fme}$$

$$C_{mi,1} = TI_c \times K_{mi}$$

$$C_{mi,2} = \left(\frac{TI_c}{AID_c + VA_c \times TSP_o + Q_{pc}} \right) \times K_{fa} \times f_{fmi}$$

$$C_{mi,3} = \left(\frac{t_c \times TI_c}{W_c \times f_{fme} + Q_{mi} \times SG_{mi} \times t_c \times f_{fmi}} \right) \times f_{fmi}$$

$$C_{me} = \text{MIN}(\text{MAX}(C_{me,1}, C_{me,2}), C_{me,3})$$

$$C_{mi} = \text{MIN}(\text{MAX}(C_{mi,1}, C_{mi,2}), C_{mi,3})$$

met

K_{me}	transferfactor vlees/voeding	[d/kg]
K_{mi}	transferfactor melk/voeding	[d/l]
K_{fa}	verdelingscoëfficiënt vet/voeding	[-]
C_{me}	concentratie in vleesproducten	[mg/kg]
C_{mi}	concentratie in melkproducten	[mg/l]
f_{fme}	fractie vet in vlees	[-]
f_{fmi}	fractie vet in melk	[-]
SG_{mi}	dichtheid van melk	[kg/m ³]
t_c	verblijftijd op verontreinigd terrein	[d]
Q_{mi}	melkproductie	[l/d]
W_c	lichaamsgewicht vee	[kg]

Anorganische stoffen

Voor de berekening van de concentratie in vlees wordt de totale hoeveelheid, die het dier gedurende de blootstellingsperiode binnenkrijgt gedeeld door het lichaamsgewicht en de via vocht geëxcreteerde fractie. Als maat voor vochtexcretie wordt het waterverbruik genomen. Er wordt tevens gecorrigeerd voor de fractie vet in vlees. Voor de concentratie in melk wordt eenzelfde massabalans gehanteerd, maar via de excretiefactor wordt de concentratie als gevolg van excretie berekend.

$$C_{me} = \frac{TI_c \times t_c \times (1 - f_{fme})}{W_c + Q_{wc} \times t_c \times f_{exc}}$$

$$C_{mi} = \frac{TI_c \times t_c \times (1 - f_{fmi})}{W_c + Q_{wc} \times t_c \times f_{exc}} \times f_{exc}$$

met

f_{exc}	geëxcreteerde fractie	[-]
-----------	-----------------------	-----

7 Blootstelling van de mens

De blootstelling is het gevolg van contact van de mens (volwassene, kind) met de verontreiniging, die zich in de verschillende milieucompartmenten bevindt. De volgende blootstellingswegen worden meegenomen:

- ingestie van bodem en stof
- inhalatie van bodem en stof
- dermaal contact met bodem en stof
- inhalatie van de vervluchtigde fractie (binnenlucht, buitenlucht, badkamerlucht)
- dermaal contact bij douchen/baden
- ingestie van drinkwater
- verbruik van gewassen
- verbruik van vlees en melk

Hoe groot de blootstelling uiteindelijk is, wordt bepaald door de scenariokeuze. Het scenario legt de van toepassing zijnde blootstellingsroutes en de grootte van de blootstellingsroutes vast. De formules voor blootstelling zijn algemeen opgegeven voor volwassenen en kinderen. De invulling van de parameterwaarden maakt het verschil uit tussen volwassenen en kinderen.

7.1 Ingestie van bodem en stof

Voor de berekening van ingestie van bodem wordt rekening gehouden met de tijdsfractie die buitenshuis wordt doorgebracht. Voor de berekening van ingestie van stof wordt rekening gehouden met de tijdsfractie binnenshuis doorgebracht.

$$DU_{\text{bodem}} = (AID \times (24 / (24 - T_s)) \times f_{\text{aing}} \times (N_{\text{so}} + N_{\text{wo}}) \times C_{\text{s,t}}) / W$$
$$DU_{\text{stof}} = (AID \times (24 / (24 - T_s)) \times f_{\text{aing}} \times f_{\text{rsi}} \times (N_{\text{si}} + N_{\text{wi}}) \times C_{\text{s,t}}) / W$$
$$DU = DU_{\text{bodem}} + DU_{\text{stof}}$$

met

DU	inname via ingestie van bodem of stof	[mg/kg.d]
AID	ingestie van bodemdeeltjes	[kg/d]
T _s	uren slapen per dag	[h]
f _{aing}	fractie geabsorbeerd bij ingestie	[-]
f _{rsi}	fractie bodem in binnenstof	[-]
N _{so}	tijdsfractie in de zomer buiten	[-]
N _{wo}	tijdsfractie in de winter buiten	[-]
N _{si}	tijdsfractie in de zomer binnen	[-]
N _{wi}	tijdsfractie in de winter binnen	[-]
W	lichaamsgewicht	[kg]

AID wordt per scenario zodanig ingevuld dat het product van AID met de tijdsfracties een eveneens per scenario vooropgestelde waarde bereikt. Voor verdere informatie wordt verwezen naar bijlage A van deel 1. De waarden voor AID

zijn vaste waarden. Voor de berekening van Nsl, Nxo en Nxi wordt verwezen naar de tijdsfracties van vee in hoofdstuk 6.1.

7.2 Dermaal contact met bodem en stof

Bij anorganische stoffen wordt verondersteld dat de dermale absorptie gelijk is aan nul. Bij organische verbindingen wordt dermale absorptie berekend zoals hieronder opgenomen.

$$DA_{\text{bodem}} = (DAE_o \times DAR \times f_m \times 24 \times A_{\text{exp,o}} \times (N_{\text{so}} + N_{\text{wo}}) \times C_{\text{s,t}}) / W$$

$$DA_{\text{stof}} = (DAE_i \times DAR \times f_m \times f_{\text{rsi}} \times 24 \times A_{\text{exp,i}} \times (N_{\text{si}} + N_{\text{wi}}) \times C_{\text{s,t}}) / W$$

$$DA = DA_{\text{bodem}} + DA_{\text{stof}}$$

kind $A_{\text{exp,o}} = A_{\text{ah}} + A_{\text{lf}}$

$$A_{\text{exp,i}} = 0,5 \times A_{\text{ah}}$$

volwassene $A_{\text{exp,o}} = A_{\text{fh}}$

$$A_{\text{exp,i}} = A_{\text{h}}$$

met

DA	opname via dermaal contact	[mg/kg.d]
A_{exp}	blootgestelde huidoppervlakte	[m ²]
DAE	huidbedekking met bodem of stof	[kg/m ²]
DAR	dermale absorptiesnelheid	[1/h]
f_m	matrixfactor	[-]
A_{ah}	oppervlakte van armen en handen	[m ²]
A_{lf}	oppervlakte van benen en voeten	[m ²]
A_{fh}	oppervlakte van voorarmen en handen	[m ²]
A_{h}	oppervlakte van handen	[m ²]

7.3 Inhalatie van bodem en stof

$$IP_o = (VA \times TSP_o \times f_{rso} \times f_r \times f_{ainh} \times (N_{so} + N_{wo}) \times C_{s,t}) / W$$

$$IP_i = (VA \times TSP_i \times f_{rsi} \times f_r \times f_{ainh} \times (N_{si} + N_{wi} + N_{sl}) \times C_{s,t}) / W$$

$$IP = IP_o + IP_i$$

$$TSP_i = 0,75 \times TSP_o$$

met

IP	inname via inhalatie van bodem en stof	[mg/kg.d]
f_r	fractie in de long weerhouden	[-]
VA	ademvolume	[m ³ /d]
f_{ainh}	fractie geabsorbeerd bij inhalatie	[-]
N_{sl}	tijdfractie slapen	[-]

7.4 Inhalatie van gasvormige stoffen

$$IV_o = (VA \times 1000 \times C_{oa} \times f_{ainh} \times (N_{so} + N_{wo})) / W$$

$$IV_i = (VA \times 1000 \times C_{la} \times f_{ainh} \times (N_{si} + N_{wi} + N_{sl})) / W$$

$$IV = IV_o + IV_i$$

met

IV	inname via inhalatie van damp	[mg/kg.d]
----	-------------------------------	-----------

7.5 Inname via gewassen

$$VI = (C_{pt} \times f_{fv} \times Q_{fv} \times f_{aing}) / W$$

met

VI	inname via het verbruik van groenten	[mg/kg.d]
C_{pt}	concentratie in de plant (vers gewicht)	[mg/kg vg]
f_{fv}	fractie verontreinigde groenten	[-]
Q_{fv}	verbruik van groenten	[kg vs/d]

Inname via verontreinigd fruit wordt niet meegenomen, omdat er slechts een geringe opname is van verontreinigingen door fruit.

7.6 Verbruik van vlees en melk

$$MI_{me} = (C_{me} \times f_{mp} \times Q_{me} \times f_{aing}) / W$$

$$MI_{mi} = (C_{mi} \times f_{md} \times Q_{md} \times f_{aing}) / W$$

$$MI = MI_{me} + MI_{mi}$$

met

MI	inname via verbruik van vlees en melk	[mg/kg.d]
MI _{me}	inname via het verbruik van vlees	[mg/kg.d]
MI _{mi}	inname via het verbruik van melk	[mg/kg.d]
f _{mp}	fractie verontreinigd vlees	[-]
f _{md}	fractie verontreinigde melk	[-]
Q _{me}	verbruik van vlees	[kg/d]
Q _{md}	verbruik van zuivel	[l/d]

7.7 Blootstelling bij douchen en baden

inhalatie

$$IV_w = (C_{bk} \times VA \times (t_s / 24) \times (N_s / 7) \times f_{ainh} \times 1000) / W$$

dermale absorptie

organische verbindingen

$$P_{erm} = 0,038 + 0,153 \times K_{ow}$$

$$DAR_w = ((5000 \times P_{erm}) / (5000 + P_{erm})) \times ((\exp(-0,016 \times M)) / (1,5 \times 1000))$$

anorganische stoffen

$$P_{erm} = 0$$

$$DAR_w = 0$$

$$DA_{wd} = (A_{tot} \times f_{exp} \times DAR_w \times (t_s/2) \times (1 - k_{wa}) \times C_{dw} \times (N_s/7) \times 1000) / W$$

$$DA_{wb} = (A_{tot} \times DAR_w \times t_b \times C_{dw} \times (N_b/7) \times 1000) / W$$

met

IV_w	opname via inhalatie bij douchen	[mg/kg.d]
P_{erm}	dermale absorptiesnelheid	[m/h]
t_s	duur van het douchen	[h]
N_s	aantal douches per week	[1/week]
DA_{wd}	opname via dermaal contact bij douchen	[mg/kg.d]
DA_{wb}	opname via dermaal contact bij baden	[mg/kg.d]
DAR_w	dermale absorptiesnelheid bij blootstelling in water	[m/h]
f_{exp}	fractie blootgestelde lichaamsoppervlakte	[-]
t_b	duur van het baden	[h]
N_b	aantal baden per week	[1/week]
A_{tot}	totale lichaamsoppervlakte	[m ²]

7.8 Inname via drinkwater

$$DU_w = ((N_{so} + N_{wo} + N_{si} + N_{wi}) \times (24 / (24 - T_s)) \times C_{dw} \times Q_w \times f_{aing}) / W$$

met

DU_w	inname via verbruik van drinkwater	[mg/kg.d]
Q_w	verbruik van drinkwater	[l/d]

8 Risico-evaluatie

8.1 Inleiding

De risico-evaluatie houdt de toetsing in van de blootstelling aan toxicologisch onderbouwde maximale dosissen. De keuze van deze maximale dosissen geeft inhoud aan het begrip ernstige nadelige effecten.

Voor risico-evaluatie bij bodemverontreiniging is geopteerd voor de bescherming van de algemene bevolking bij langdurige blootstelling aan de verontreiniging. Om de blootstelling te kunnen toetsen dient men toxicologische waarden te hebben, die het geen-effectniveau of het verwaarloosbaar-effectniveau onder deze omstandigheden weergeven.

Voor de risico-evaluatie wordt een onderscheid gemaakt tussen stoffen met een carcinogene werking en stoffen met een niet-carcinogene werking.

Bij niet-carcinogene stoffen is er een drempel beneden dewelke geen nadelige effecten waargenomen worden. Onder experimentele omstandigheden (hoofdzakelijk dierexperimenten) of uit gegevens omtrent blootstelling van mensen, bepaalt men de dosis die geen nadelige effecten oplevert (NOAEL: No Observed Adverse Effect Level) of de laagste dosis waarbij nadelige effecten optreden (LOAEL: Lowest Observed Adverse Effect Level) of via benchmarking bepaalt men de dosis en de onzekerheid op deze dosis, die tot een bepaalde % van effect leidt (vb: 5 % of 10 %). Vanuit de experimentele omstandigheden of populatie wordt geëxtrapoleerd naar de algemene bevolking door rekening te houden met veiligheidsfactoren (interspecies gevoeligheid, intraspecies gevoeligheid, duur van de proef, ...). Hieruit resulteert een dosis, die gedefinieerd wordt als de maximale dosis, waarbij geen nadelige effecten zullen optreden bij levenslange blootstelling. De terminologie hiervoor is TDI of Toelaatbare Dagelijkse Inname. Andere begrippen met dezelfde betekenis zijn ADI (Aanvaardbare Dagelijkse Inname, gebruikt voor voedseladditieven) en RfD (Reference Dose, vooral gebruikt in Verenigde Staten). Al deze begrippen hebben in principe betrekking op inname via orale weg. Voor inhalatie worden meestal geen dosissen gebruikt, maar worden volgens dezelfde principes toelaatbare concentraties in lucht berekend: TCL, of RfC (Reference Concentration, gebruikt door EPA). TCL- of RfC-waarden kunnen naar een dosis worden omgerekend via ademvolume en lichaamsgewicht. Standaard wordt dit als volgt gedaan.

$$TDI_{inhalatoir} = \frac{TCL \times VA}{W}$$

met

VA	ademvolume	(20 m ³ /d)
W	lichaamsgewicht	(70 kg)

ij stoffen met carcinogene effecten wordt meestal aanvaard dat voor de carcinogene effecten geen drempelwaarde bestaat beneden dewelke geen nadelige effecten optreden. De genotoxische carcinogenen vallen hieronder. De vastgestelde dosis-responsrelaties bij hoge kankerincidenties worden

geëxtrapoleerd naar lage incidenties via een extrapolatiemodellen. Bij lage blootstellingsniveaus wordt aangenomen dat er een lineair verband bestaat tussen het risico op kanker en de blootstelling. Dit lineair verband wordt uitgedrukt als een eenheidsrisico of Cancer Slope Factor (CSF) en geeft het aantal extra kankergevallen per eenheidsdosis of eenheidsconcentratie. Om risico-evaluaties uit te voeren, moet dus eerst vastgelegd worden wat het aanvaardbare niveau van aantal extra kankergevallen is. Bij het opstellen van de normen werd gebruik gemaakt van de dosis of de concentratie overeenkomend met het optreden van 1 extra kankergeval op 10^5 levenslang blootgestelden. Niveaus variëren naargelang de landen van $1/10^4$ (Nederland, Vermeire e.a., 1991) over $1/10^5$ (Duitsland, Bachmann e.a., 1995) naar $1/10^6$ (Verenigde Staten). Indien wel een drempel bestaat, wordt dezelfde berekening gevolgd als voor niet-carcinogenen.

De bovenstaande uitgangspunten geven invulling aan het begrip ernstige nadelige effecten en aan het toxicologische aspect van het begrip ernstige bedreiging. De uit deze gegevens afgeleide bodemnormen of uitgevoerde risico-evaluaties zijn in principe slechts geldig, indien het om een verontreiniging met één stof gaat. Bij een verontreiniging met meerdere componenten zou moeten rekening gehouden worden met mogelijke beïnvloeding zoals additiviteit, antagonisme of synergisme van effecten. De kennis hierover is momenteel nog beperkt, of moeilijk in te bouwen in de normering. Dit betekent wel dat bij het evalueren van een terrein met meerdere belangrijke verontreinigende stoffen bij voorkeur nagegaan wordt of er wisselwerkingen kunnen zijn.

De toxicologische data werden overgenomen van internationale instanties. Voor de te raadplegen bronnen wordt verwezen naar deel 1 en 4 van de basisinformatie voor risico-evaluatie.

Het onderscheid tussen niet-carcinogene en carcinogene stoffen werkt verder door in de wijze waarop de blootstelling wordt getoetst aan de toxicologische waarden. Voor niet-carcinogene stoffen wordt de totale jaargemiddelde blootstelling van kinderen getoetst aan de TDI of een gelijkwaardige toxicologische grenswaarde. Kinderen zijn de meest gevoelige risicogroep. Hoewel de TDI in principe rekening houdt met verhoogde gevoeligheden, blijkt uit de berekeningen dat de blootstelling van kinderen vele malen hoger kan zijn dan de blootstelling van volwassenen. Bij niet-carcinogene stoffen kan blootstelling gedurende korte periodes aan hoge dosissen voor nadelige effecten zorgen. Daarom wordt hier niet uitgemiddeld over een leven.

Bij carcinogene stoffen is het optreden van een carcinogeen effect het resultaat van het product van de dosis met de tijd. Een hoge dosis gedurende een korte tijd geeft in principe hetzelfde kankerrisico als een lage dosis gedurende langere tijd, indien de totale dosis uiteindelijk gelijk is. Het eenheidsrisico wordt berekend voor levenslange blootstelling. De risico-evaluatie gebeurt door de levenslang gemiddelde blootstelling te berekenen en deze te toetsen aan de dosis bij $1/10^5$. Bij recreatiegebied wordt de dosis voor kinderen getoetst aan de dosis bij $1/10^5$. De scenario's voor recreatiegebied zijn vrij verschillend voor kinderen en volwassenen. De blootstelling is eveneens in de tijd onderbroken.

Naast toetsing van de blootstelling, worden ook concentraties in milieucompartimenten getoetst aan grenswaarden. Volgende concentraties moeten getoetst worden: concentraties in binnen- en buitenlucht; concentraties in drinkwater; concentraties in gewassen voor consumptie. Bovendien moet steeds een zekere plantengroei mogelijk zijn. Deze laatste toetsing is des te strenger

naarmate plantengroei een meer belangrijk aandeel heeft in de bestemming van de grond.

Er dient opgemerkt dat in de formules voor blootstelling telkens de via ingestie of inhalatie geabsorbeerde (opgenomen) fractie kan ingevuld worden. In de praktijk wordt deze fractie gelijkgesteld aan één. Dit wil zeggen dat verondersteld wordt dat de ingenomen dosis gelijk is aan de in het lichaam opgenomen dosis. Alleen bij dermaal contact wordt effectief een opgenomen dosis berekend. TDI-waarden in de literatuur (WHO, EPA) hebben betrekking op ingenomen dosissen, waarbij reeds rekening gehouden wordt met absorptiefactoren. De berekende blootstelling met absorptiefactor 1 kan dus rechtstreeks getoetst worden aan de TDI uit de literatuur. Een uitzondering hierop vormt de lijst van het Umweltbundesamt (Hassauer e.a., 1993), waarbij effectief TDI-waarden voor opgenomen dosissen gegeven worden.

Bij de risicotoetsing worden orale en dermale blootstelling gesommeerd en vergeleken met hun toxicologisch criterium; evenzo worden de wegen voor inhalatoire blootstelling gesommeerd en vergeleken met hun toxicologisch criterium. Stoffen kunnen immers een andere dosis-effectrelatie vertonen naargelang de blootstellingsweg en eventueel ook andere effecten vertonen.

8.2 Toetsing

achtergrondblootstelling

Bij de totale blootstelling wordt voor niet-carcinogene stoffen de achtergrondblootstelling bijgeteld. Mensen, die een deel van hun tijd op een verontreinigd terrein doorbrengen, worden immers niet alleen blootgesteld aan de stoffen op het terrein zelf, ook ten gevolge van diffuse aanrijking (in lucht, voeding, water, ...) komen ze in contact met de stoffen. Deze achtergrondblootstelling is gerelateerd aan het scenario. Bij inhalatie heeft de achtergrondblootstelling in principe alleen betrekking op de periode dat de blootgestelde personen afwezig zijn van het terrein. Bij ingestie moet in principe de achtergrondblootstelling, die het gevolg is van het verbruik van groenten, vlees en melk, afhankelijk zijn van de fractie verbruikt uit eigen kweek. De hierdoor bekomen verschillen per scenario zijn in de praktijk vaak zo gering ten opzichte van de onzekerheid op de achtergrondblootstelling, dat ze niet altijd meegenomen worden.

Bij carcinogene stoffen wordt de achtergrondblootstelling niet bijgeteld. Het toetsingscriterium heeft immers betrekking op het *extra* kankerrisico als gevolg van de bodemverontreiniging. Voor carcinogene stoffen genormeerd in Vlarebo versie 1996 werd wel nog achtergrondblootstelling bijgeteld (en liggen de toetsingscriteria hierdoor soms ook anders).

$$AB_{sc,or} = AB_{or} \left(1 - (x \times f_{fv} + y \times f_{mp} + z \times f_{md}) \right)$$

$$AB_{sc,inh} = AB_{inh} \left(1 - \sum N \right)$$

met

$AB_{sc,or}$	orale achtergrondblootstelling voor het scenario	[mg/kg.d]
$AB_{sc,inh}$	inhalatoire achtergrondblootstelling voor het scenario	[mg/kg.d]
AB_{or}	orale achtergrondblootstelling	[mg/kg.d]
AB_{inh}	inhalatoire achtergrondblootstelling	[mg/kg.d]
x	aandeel groenten in achtergrondblootstelling	[-]
y	aandeel vlees in achtergrondblootstelling	[-]
z	aandeel melk in achtergrondblootstelling	[-]
ΣN	som van alle tijdsfracties op het terrein	[-]

Alvorens de risicotetsing uit te voeren, worden de dosissen als volgt gesommeerd.

$$D_{\text{oraal}} = DU + VI + MI + DU_w$$

$$D_{\text{dermaal}} = DA + DA_w$$

$$D_{\text{inhalatoir}} = IP + IV + IV_w$$

niet-carcinogenen

Bij niet-carcinogenen is de blootstelling van kinderen bepalend voor de beslissing omtrent het al dan niet bestaan van de kans op ernstige nadelige effecten, of het optreden van ernstige bedreiging. Op terreinen waar geen kinderen aanwezig kunnen zijn, is de blootstelling van volwassenen bepalend. Er wordt niet uitgemiddeld over een leven.

De risico-index wordt berekend als:

$$RI_{\text{ch}} = \frac{(D_{\text{oraal,ch}} + D_{\text{dermaal,ch}}) + AB_{\text{ch,sc,or}}}{TDI_{\text{oraal}}} + \frac{D_{\text{inhalatoir,ch}} + AB_{\text{ch,sc,inh}}}{TDI_{\text{inhalatoir}}}$$

$$RI_{\text{ad}} = \frac{(D_{\text{oraal,ad}} + D_{\text{dermaal,ad}}) + AB_{\text{ad,sc,or}}}{TDI_{\text{oraal}}} + \frac{D_{\text{inhalatoir,ad}} + AB_{\text{ad,sc,inh}}}{TDI_{\text{inhalatoir}}}$$

met

RI	risico-index voor kind (index ch) / volwassene (index ad)	[-]
D	totale dosis voor kind / volwassene	[mg/kg.d]

Bij een RI groter dan 1 is er sprake van een kans op ernstige nadelige effecten of ernstige bedreiging. De grootte van RI geeft een indicatie van de mate van overschrijding van de TDI en dus van de kans op nadelige effecten.

carcinogenen

Bij carcinogenen wordt de blootstelling uitgemiddeld over een heel leven. Hierbij wordt voor de blootstelling gedurende de kindertijd een periode van 6 jaar aangenomen. Als totale levensduur wordt 70 jaar vooropgesteld. De arbeidsactieve periode bedraagt 45 jaar. Bij recreatiegebieden wordt niet uitgemiddeld, omdat de levenslange blootstelling hier moeilijk te schatten is.

De risico-index wordt berekend:

-alle bestemmingen, behalve recreatiegebied en industriegebied

$$RI = \frac{((D_{\text{oraal,ch}} + D_{\text{dermaal,ch}}) \times 6 + (D_{\text{oraal,ad}} + D_{\text{dermaal,ad}}) \times 64)}{70 \times AD_{\text{oraal}, 1/10^5}} + \frac{(D_{\text{inhalatoir,ch}} \times 6 + D_{\text{inhalatoir,ad}} \times 64)}{70 \times AD_{\text{inhalatoir}, 1/10^5}}$$

-recreatiegebied

$$RI_{\text{ch}} = \frac{(D_{\text{oraal,ch}} + D_{\text{dermaal,ch}})}{TDI_{\text{oraal}}} + \frac{D_{\text{inhalatoir,ch}}}{TDI_{\text{inhalatoir}}}$$

$$RI_{\text{ad}} = \frac{(D_{\text{oraal,ad}} + D_{\text{dermaal,ad}})}{TDI_{\text{oraal}}} + \frac{D_{\text{inhalatoir,ad}}}{TDI_{\text{inhalatoir}}}$$

-industriegebied

$$RI = \left(\frac{D_{\text{oraal,ad}} + D_{\text{dermaal,ad}}}{AD_{\text{oraal}, 1/10^5}} + \frac{D_{\text{inhalatoir,ad}}}{AD_{\text{inhalatoir}, 1/10^5}} \right) \times \frac{45}{70}$$

met

AD dosis overeenkomend met het vooropgestelde kankerrisico [mg/kg.d]

Het vooropgestelde extra kankerrisico bedraagt $1/10^5$ levenslang blootgesteld. Indien de RI groter is dan 1, dan wordt het aanvaarde extra kankerrisico voor ernstige nadelige effecten of ernstige bedreiging overschreden. Het kankerrisico kan worden berekend door vermenigvuldiging van de RI met het kankerrisico waarop de TDI gebaseerd is (standaard $1/10^5$).

bijkomende voorwaarden

Naast een toetsing aan de TDI worden een aantal bijkomende voorwaarden ingevoerd. Hierdoor kan rekening gehouden worden met de specifieke effecten via bepaalde blootstellingsroutes. De bijkomende voorwaarden omvatten de toetsing van gemeten of berekende concentraties in compartimenten aan hiervoor bestaande grenswaarden. Indien de verhouding van de gemeten of berekende concentraties tot de grenswaarden groter is dan 1, dan bestaat een kans op ernstige nadelige effecten of op ernstige bedreiging.

De concentraties in binnen- en buitenlucht moeten worden getoetst aan TCL-waarden. TCL staat voor Toelaatbare Concentratie in Lucht. Bij niet-vluchtige stoffen dient de concentratie in stofdeeltjes in lucht getoetst te worden. Indien het gaat om carcinogenen, kan het extra kankerrisico berekend worden door de RI te vermenigvuldigen met het extra kankerrisico waarop de TCL gebaseerd is. Bij industrieterreinen wordt alleen de concentratie in buitenlucht getoetst aan de TCL. De concentratie in binnenlucht wordt getoetst aan de maximale concentraties op arbeidsplaatsen, indien de verontreiniging van de bodem gerelateerd is aan de er plaats vindende activiteit en het blootstelling van arbeiders betreft. Indien de activiteit, die op een industrieterrein plaatsvindt volledig onafhankelijk is van de bodemverontreiniging, of indien de blootstelling bedienden betreft, moet ook hier de binnenluchtconcentratie getoetst aan de TCL, eventueel met een correctie voor verminderde verblijftijd. De verontreiniging is in dit geval immers geen arbeidsrisico dat het gevolg is van de activiteit.

De concentratie in het drinkwater wordt getoetst aan drinkwaterrichtlijnen, indien de waterleiding in de verontreinigde laag gesitueerd is en de mogelijkheid bestaat dat permeatie optreedt ten gevolge van het gebruik van kunststofwaterleidingen, of indien grondwater als drinkwater verbruikt wordt. Drinkwaterrichtlijnen van de Vlaamse drinkwaterreglementering of van de WHO worden hiervoor gebruikt.

De concentratie in gewassen wordt getoetst aan gewasnormen voor landbouwgebied. In principe wordt verondersteld dat op elk terrein ook een zekere mate van plantengroei mogelijk moet zijn, waarbij de eisen voor industriegebied lager liggen dan voor woongebied. Het is echter moeilijk om hier getallen aan te hechten.

9 Literatuur

Bachmann, G., Freier, K., Konietzka, R., 1995. Soil levels based on the German soil protection bill. In: Contaminated Soil '95, Proceedings of the Fifth International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, 30 October - 3 November, 1995, Maastricht, Netherlands - van den Brink, W.J., Bosman, R., Arendt, F. (eds), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Nederland, p 711 - 719.

EC, 1996. Technical guidance document in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and commission regulation (EC) N° 1488/94 on risk assessment for existing substances – part III, p 541. European Commission.

ECETOC, 1990. Hazard assessment of chemical contaminants in soil. Technical Report n° 40, ECETOC, Brussel.

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

Hassauer, M., Kalberlach, F., Oltmann, J., Schneider, K., 1993. Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Umweltbundesamt Berichte 4/93, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Duitsland.

Karickhoff, S.W., 1981. Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soil. Chemosphere, 10, p 833 – 846.

Kiwa, 1985. De invloed van verontreinigingen en leidingmateriaal op de drinkwaterkwaliteit – een samenvatting. Mededeling n° 87, Keuringsinstituut voor waterleidingartikelen, Nieuwegein, Nederland.

Jury, W.A., Spencer, W.F., Farmer, W.J., 1983. Behaviour assessment model for trace organics in soil: I. model description. J. Environmental Quality, 12, p 558 – 564.

van den Berg, R., 1994. Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging - een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden - beperkt herziene versie. RIVM n° 725201006, RIVM, Bilthoven, Nederland

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

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