

# **Protocol risico's blootstelling bij bodemsanering**

**versie 3**

**December 2009**

*M.G. Mennen, J.I. Freijer, J.E. Delmaar,  
P.C.J.M. Janssen*

*RIVM/IMD, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven,*



# Inhoudsopgave

<b>1. Inleiding</b> .....	<b>5</b>
<b>2. Doel en gebruikers</b> .....	<b>6</b>
<b>3. Protocol</b> .....	<b>7</b>
3.1 Opzet en indeling .....	7
3.2 Benodigde informatie.....	8
3.3 Handleiding DIVOCOS .....	9
3.3.1 Algemeen.....	9
3.3.2 Model concepten .....	9
3.3.3 Modelinvoer en uitvoer .....	11
3.3.4 Installatie van het programma .....	12
3.3.5 Hoofd menu.....	12
3.3.6 File menu.....	13
3.3.7 Input data menu .....	13
3.3.8 Calculate menu .....	21
3.3.9 Report menu .....	22
3.3.10 Graph menu .....	22
3.3.11 Help menu .....	26
3.3.12 Stappenplan voor gebruik van het model .....	27
3.3.13 Beperkingen van het model .....	28
3.4 Gebruik van DIVOCOS in de praktijk .....	29
3.4.1 Problemen met de keuze van de waarden van parameters .....	29
3.4.2 Problemen met de parameters voor de opslag van de afgegraven grond .....	30
3.4.3 Saneringen van grote terreinen en terreinen met een inhomogene verontreiniging .....	32
3.4.4 Keuze van de in te voeren meetgegevens van de verontreiniging .....	34
3.4.5 Proefsanering.....	36
3.5 Richtlijnen meetstrategieën .....	36
3.5.1 Vaststellen noodzaak en vorm meetprogramma .....	37
3.5.2 Beperkt meetprogramma .....	40
3.5.3 Uitgebreid meetprogramma.....	40
3.5.4 Keuze van de te meten componenten .....	41
3.5.5 Meetmethoden .....	41
3.6 Toxicologisch beoordelingskader .....	42
3.6.1 Beschrijving van het kader .....	42
3.6.2 Gebruik van het beoordelingskader tijdens een sanering.....	45
3.6.3 Algemene opmerkingen.....	47
3.6.4 Stankhinder en geurdrempels .....	48
3.7 Aanwijzingen voor maatregelen om de blootstelling te beperken.....	50
3.8 Overige zaken .....	51
3.8.1 Stofdeeltjes.....	51
3.8.2 Procedures, verantwoordelijkheden en afspraken .....	51
<b>4. Stappenplan voor toepassing van het protocol</b> .....	<b>52</b>
<b>Bijlage 1. Beschrijving van het model DIVOCOS</b> .....	<b>53</b>
<b>Bijlage 2. Toelichting op de totstandkoming van de in DIVOCOS gebruikte immissiefactoren ...</b>	<b>72</b>
<b>Bijlage 3. Overzicht van de in DIVOCOS voorkomende stoffen en hun grenswaarden</b> .....	<b>75</b>
<b>Bijlage 4. Overzicht van de in DIVOCOS voorkomende stoffen op CAS nummer</b> .....	<b>84</b>
<b>Bijlage 5. Toelichting op de wijze van afleiding van Minimal Risk Levels door de ATSDR</b> .....	<b>87</b>
<b>Bijlage 6. Voorbeeld van een Report file uit DIVOCOS</b> .....	<b>89</b>
<b>Bijlage 7. Voorbeeld van een berekening voor een sanering met een inhomogeen verdeelde verontreiniging</b> .....	<b>91</b>
<b>Bijlage 8. Overzicht van enkele meetmethoden</b> .....	<b>93</b>



## 1. Inleiding

Bij saneringen van verontreinigde bodems kunnen vluchtige stoffen vrijkomen. Deze stoffen kunnen vervolgens worden verspreid in de lucht, waardoor er blootstelling kan plaatsvinden van omwonenden en passanten<sup>1</sup>. De mate en ernst van deze blootstelling hangen af van de eigenschappen van de vrijkomende verontreinigende stoffen, de bodemeigenschappen, de ernst van de verontreiniging, de diepte en het oppervlak van de verontreiniging, de duur van de sanering en de werkwijze van saneren. Daarnaast spelen weersomstandigheden en de lokale situatie een rol. Door de blootstelling kunnen er gezondheidsrisico's ontstaan voor omwonenden en passanten.

Het is van belang om de blootstelling en de mogelijke risico's als gevolg daarvan zo goed mogelijk in kaart te brengen, zodat indien nodig maatregelen genomen kunnen worden om deze risico's te minimaliseren. Hierbij kan gedacht worden aan maatregelen om de uitdamping en verspreiding van vrijkomende stoffen te beperken maar ook aan evacuatie van omwonenden.

Dit protocol biedt een handreiking om de blootstelling en de risico's middels een snelle en simpele aanpak zo goed mogelijk te schatten, zowel voorafgaand als tijdens de sanering. Voorafgaand aan de sanering kan met behulp van een bij het protocol behorend model, genaamd DIVOCOS (DIspersion of VOlatile COntaminantS) een schatting worden gemaakt van de potentiële blootstelling van omwonenden. De met het model berekende concentraties worden vervolgens getoetst aan grenswaarden uit een toxicologisch beoordelingskader dat deel uit maakt van het protocol, waarna besloten kan worden om al dan niet een meetcampagne uit te voeren. Tijdens de sanering kan, als er een meetcampagne wordt uitgevoerd, een risicobeoordeling worden gemaakt op basis van de gemeten concentraties en het toxicologisch beoordelingskader. Verder bevat het protocol richtlijnen voor meetstrategieën en voor eventuele maatregelen om de blootstelling te beperken.

---

<sup>1</sup> Naast omwonenden lopen ook de werknemers die de sanering uitvoeren risico's, maar deze vallen niet binnen het bestek van dit protocol.

## **2. Doel en gebruikers**

Het doel van dit protocol is de blootstelling van omwonenden aan vluchtige stoffen die bij bodemsaneringen kunnen vrijkomen in kaart te brengen en op een eenvoudige en snelle manier een schatting te kunnen maken van de mogelijk risico's als gevolg van deze blootstelling, zowel voorafgaand als tijdens de sanering.

Het protocol is bedoeld voor de volgende gebruikers:

- Medisch Milieukundigen en andere medewerkers van GGDs die belast zijn met medisch-milieukundige zaken
- Medewerkers van de Inspectie Milieuhygiëne die betrokken zijn bij bodemsaneringen
- Medewerkers van gemeenten, provincies en andere overheidsinstanties die betrokken zijn bij saneringen

## 3. Protocol

### 3.1 Opzet en indeling

Het protocol 'risico's blootstelling bij bodemsaneringen' is als volgt opgebouwd.

Paragraaf 3.2 bevat een vragenlijst met behulp waarvan de benodigde informatie kan worden verzameld om de volgende stap in het protocol, het berekenen van te verwachten concentraties in de lucht tijdens de sanering, uit te kunnen voeren. Deze informatie betreft onder andere de omvang van de sanering, de tijdsduur, de ligging van woonwijken ten opzichte van de saneringslocatie, de eigenschappen van de bodem en de gehalten van de in de bodem of het grondwater aanwezige verontreinigende stoffen.

Paragraaf 3.3 vormt de handleiding voor het gebruik van het model DIVOCOS. Met dit model kunnen berekeningen worden verricht van de emissies en de immissie-concentraties van vluchtige stoffen die tijdens de sanering in de lucht rondom het saneringsterrein kunnen voorkomen. Het belangrijkste doel van deze berekeningen is te bepalen of tijdens de sanering metingen moeten worden verricht van de concentraties van deze stoffen.

Uitgangspunt daarbij is dat een meetcampagne alleen zinvol wordt geacht als verwacht wordt dat de immissieconcentraties tijdens de sanering zo hoog zijn dat er mogelijk gezondheidsrisico's voor omwonenden kunnen ontstaan.

De software voor het model staat op een bij het protocol geleverde diskette; voor de installatieprocedure van de software wordt verwezen naar paragraaf 3.3.4.

In paragraaf 3.4 wordt een aantal aanvullende richtlijnen en aanwijzingen gegeven om berekeningen met DIVOCOS uit te voeren, met name voor saneringen met een wat complexer karakter (bijvoorbeeld een zeer inhomogene verdeling van de verontreiniging).

In paragraaf 3.5 worden criteria gegeven om de met DIVOCOS berekende concentraties te toetsen aan de hand van de grenswaarden uit het toxicologisch beoordelingskader. Op basis van deze toetsing wordt vastgesteld of en in welke vorm tijdens de sanering concentratiemetingen worden verricht. Ook geeft deze paragraaf richtlijnen voor het opzetten van de meetstrategie en de meetcampagne.

Paragraaf 3.6 omschrijft het genoemde toxicologisch beoordelingskader. Behalve voor de toetsing van de berekende immissieconcentraties voorafgaand aan de sanering biedt dit beoordelingskader ook de mogelijkheid om de tijdens de sanering gemeten concentraties te toetsen (actuele risicobeoordeling). Deze toetsing wordt eveneens besproken in paragraaf 3.6.

In paragraaf 3.7 worden enkele richtlijnen gegeven voor eventueel te treffen maatregelen voorafgaand aan en tijdens de sanering. In paragraaf 3.8 staan een aantal aanvullende opmerkingen.

Tenslotte wordt in hoofdstuk 4 een kort overzicht (stappenplan) gegeven van de activiteiten die bij toepassing van het protocol verricht moeten worden.

### 3.2 Benodigde informatie

Om met behulp van het model DIVOCOS berekeningen uit te kunnen voeren moet eerst de nodige informatie worden ingewonnen omtrent de sanering en de lokale situatie. In het algemeen zal deze informatie te halen zijn uit de bodemonderzoeken, die gebruikelijk voorafgaan aan een sanering. De informatie en de parameters die nodig zijn voor de berekeningen met DIVOCOS kunnen worden verzameld door onderstaande vragenlijst in te vullen.

- Wat is de totale omvang van het te saneren terrein: lengte, breedte, diepte en het volume van de te saneren grond?
- Wat is de geplande tijdsduur van de sanering (aantal werkdagen)?
- Hoeveel grond wordt er, gemiddeld genomen, dagelijks afgegraven?
- Wat is de gemiddelde grootte van een portie afgegraven grond (grijpergrootte) en de gemiddelde tijdsduur die de grijper nodig heeft om de grond uit de bodem te halen en naar de opslag te brengen? Opmerking: Voor deze parameters zijn in het model default waarden opgenomen, die door de gebruiker kunnen worden aangepast.
- Wordt de afgegraven grond direct (d.w.z. dezelfde dag) afgevoerd of tijdelijk opgeslagen op het terrein? Als het laatste het geval is, wat is het gemiddelde volume van de opgeslagen grond en hoe lang wordt de grond gemiddeld genomen opgeslagen? Bij direct afvoeren: wat is het laadvolume van de vrachtwagen en hoe lang duurt het gemiddeld voordat een vrachtwagen is gevuld? Opmerking: Ook voor deze parameters zijn in het model default waarden opgenomen, die door de gebruiker kunnen worden aangepast.
- Wat is de werkwijze van saneren? Wordt dagelijks een hoeveelheid grond afgegraven tot op de diepte waarop de bodem schoon is ('excavate by column') of wordt er laag voor laag afgegraven ('excavate by layer')?
- Hoe is de bodemopbouw op de saneringslocatie? In welke laag komt de meeste verontreiniging voor en wat is het (overheersende) type bodem in die laag?
- Wat zijn de (gemiddelde) waarden van de volgende bodemspecifieke parameters: vochtgehalte, organisch stof gehalte, temperatuur. Opmerking: Voor deze parameters zijn eveneens default waarden opgenomen, die afhankelijk zijn van het geselecteerde bodemtype. De gebruiker kan echter zelf de default waarde vervangen door een andere, bijvoorbeeld een *gemeten* organisch stof gehalte. Van twee andere bodemspecifieke parameters, namelijk de dichtheid en het porievolume, zijn in het model per type bodem vaste waarden opgenomen. Voor deze opzet is gekozen omdat deze parameters niet standaard worden bepaald tijdens een saneringsonderzoek en ook omdat het model niet erg gevoelig is voor deze parameters.
- Welke (vluchtige, schadelijke) stoffen komen in de te saneren bodem in verhoogde concentraties voor? Deze informatie is in het algemeen uit de bodemonderzoeken af te leiden.
- Wat zijn de concentraties van de schadelijke componenten in de bodem en/of het grondwater? Indien er meetgegevens zijn van concentraties in verschillende lagen in de bodem of van verschillende plaatsen verspreid over het terrein, dan kunnen deze afzonderlijk in het model worden ingevoerd. Ook kunnen concentraties in verschillende bodemmatrices (bodem, grondwater of bodemlucht) elk afzonderlijk worden ingevoerd.



Toelichting: Het model berekent per meetgegeven een concentratieprofiel in de bodem en een emissie. De emissies worden vervolgens over alle meetgegevens gemiddeld. Met dit gemiddelde wordt verder gerekend. De gemiddelde emissie en de standaarddeviatie daarin staan in het 'report' (zie paragraaf 3.3.9) vermeld.

- Op welke afstand en in welke richting staan er woningen of bedrijven waar zich gedurende minstens een deel van de dag mensen bevinden? Zorg voor een plattegrond waarop het te saneren terrein en de omgeving zijn aangegeven.
- Wat is de ruwheid van het omliggende terrein? Toelichting: In het model wordt onderscheid gemaakt tussen twee soorten ruwheden, namelijk een lage ruwheid (open terrein met hooguit een enkel obstakel zoals een laag gebouw of kleine bossage) en een hoge ruwheid (bos, stedelijk en industrieel gebied). Een verdere detaillering in ruwheden is gelet op de beperkte gevoeligheid van de berekende concentraties voor de ruwheid en de beperkte nauwkeurigheid van het model niet relevant.

### 3.3 Handleiding DIVOCOS

#### 3.3.1 Algemeen

Het model DIVOCOS (DIspersion of VOlatile COntaminantS) is een computer model dat bedoeld is om een schatting te maken van de immissieconcentraties van vluchtige stoffen waaraan omwonenden en passanten kunnen worden blootgesteld bij een bodemsanering. Het model berekent uit de gemeten concentraties van een verontreinigende stof in de bodem, het grondwater of de bodemlucht en een aantal andere essentiële parameters de emissies van die stof tijdens de sanering en de concentraties van de stof in de buitenlucht in het omliggende gebied. Deze concentraties worden vergeleken met grenswaarden uit het toxicologisch beoordelingskader dat is beschreven in paragraaf 3.6. Het model is geïmplementeerd als een 32-bit Windows programma (voor Windows 95 en hoger) en maakt gebruik van een GUI (Graphical User Interface).

In de paragrafen 3.3.2 en 3.3.3 wordt het concept van het model kort uitgelegd. Paragraaf 3.3.3 laat zien hoe de in- en uitvoer van gegevens is georganiseerd.

De feitelijke handleiding van het model staat beschreven in de paragrafen 3.3.4 tot en met 3.3.11.

Paragraaf 3.3.12 bevat een puntsgewijs overzicht van de stappen die de gebruiker dient te nemen om een berekening met het model uit te voeren.

Tenslotte wordt in paragraaf 3.3.13 aandacht gegeven aan de beperkingen van het model en de gevolgen daarvan voor gebruik.

Voordat met DIVOCOS wordt gerekend, wordt de gebruiker aanbevolen paragraaf 3.4 door te nemen. Deze paragraaf bevat een aantal richtlijnen en praktische tips voor het gebruik van DIVOCOS, met name voor saneringen met een wat complexere situatie.

#### 3.3.2 Model concepten

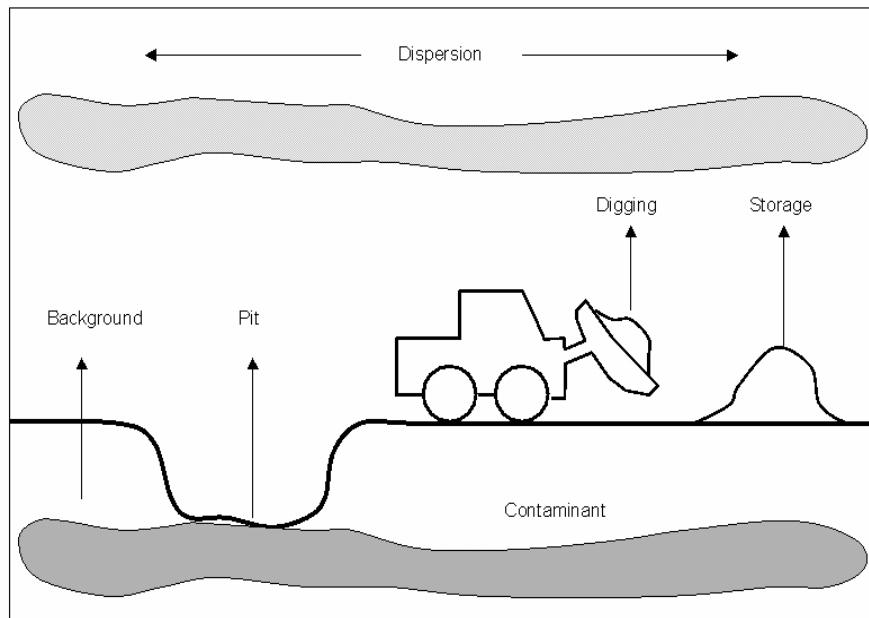
Het model veronderstelt een continue afgraving en afvoer van grond waarbij vluchtige stoffen kunnen vrijkomen in de atmosfeer. Daarbij worden de volgende emissie routes uit de grond naar de atmosfeer onderscheiden (zie Figuur 1):

1. Emissie van de stof uit nog niet afgegraven grond (background)

2. Emissie uit de put, die ontstaat door afgraven van verontreinigde grond (pit)
3. Emissie tijdens de overslag van de grond uit de put naar de opslag op het terrein of naar de vrachtwagen, die de verontreinigde grond afvoert (digging)
4. Emissie tijdens de opslag van de grond op het terrein of in een vrachtwagen (storage)

Deze emissies worden in DIVOCOS uitgerekend m.b.v. twee analytische oplossingen van de transportvergelijking voor stoffen in poreuze media. Het model en de bijbehorende mathematica zijn beschreven in Bijlage 1.

Gebruik makend van de aldus berekende totale gemiddelde emissie en een set immissiefactoren, die zijn berekend met behulp van een aantal atmosferische verspreidingsmodellen op basis van langjarige meteorologische omstandigheden, wordt tenslotte het bij de emissie behorende concentratieprofiel (d.w.z. de immissieconcentratie als functie van de afstand tot de bron) bepaald.



*Figuur 1. Emissieroutes in het DIVOCOS model*

Bij de modelberekening wordt onderscheid gemaakt in drie 'typen' immissieconcentraties, namelijk gemiddelde concentraties, 92-percentielen en 99,7-percentielen (van elk van deze 'typen' wordt de concentratie als functie van de afstand tot de bron berekend). Gekozen is voor deze 'typen' concentraties, omdat ze gerelateerd kunnen worden aan de blootstellingstermijnen waarop de grenswaarden uit het toxicologisch beoordelingskader betrekking hebben, namelijk korte, middellange en lange blootstellingsduur. Dit zal verder worden toegelicht in de paragrafen 3.5.1 en 3.6.1.

In Bijlage 2 wordt uitgelegd hoe de immissiefactoren waarmee de gemiddelde concentraties, de 92-percentielen en de 99,7-percentielen worden berekend, tot stand zijn gekomen. De keuze voor het gebruik van immissiefactoren (gebaseerd op langjarige meteorologische gegevens) is ingegeven door het feit dat het inbouwen van een apart luchtverspreidingsmodel in DIVOCOS te ingewikkeld bleek. Bovendien is niet van tevoren bekend wat de meteorologische omstandigheden tijdens de sanering zullen zijn. Bij langdurige saneringen zullen de berekende waarden een redelijk goed beeld geven van de werkelijke gemiddelde concentraties en percentielen, maar bij kortdurende saneringen niet, omdat de meteorologie over de saneringsperiode sterk kan afwijken van de langjarige gemiddelde meteorologie. Bij de toetsing van de berekende concentraties aan de hand van de grenswaarden uit het toxicologisch beoordelingskader zal hier rekening mee moeten worden gehouden. Daarom worden bij deze toetsing ruime marges gehanteerd (zie verder paragraaf 3.5.1).

De met DIVOCOS berekende concentratieprofielen kunnen grafisch worden weergegeven, waarbij de berekende gemiddelde concentraties, 92-percentielen en 99,7-percentielen worden uitgezet tegen de afstand tot de bron. In die grafieken kunnen ook de van toepassing zijnde grenswaarden uit het toxicologisch beoordelingskader worden weergegeven, zodat direct kan worden afgelezen of er sprake is van een overschrijding. Zowel de berekende immissieconcentraties als de grenswaarden worden ook opgenomen in de 'report' file (zie paragraaf 3.3.9).

### 3.3.3 Modelinvoer en uitvoer

De omvang van de emissies via de vier bovengenoemde routes van overdracht is afhankelijk van een groot aantal factoren die te maken hebben met de concentraties in de bodem, de eigenschappen van de stof, de bodemgesteldheid, en de wijze waarop de sanering wordt uitgevoerd. Het computermodel voorziet in twee invoerschermen, waarin de gebruiker onder meer kan aangeven voor welke stof en welk type bodem berekeningen moeten worden gedaan. Tevens kan worden aangegeven hoe groot de omvang van de sanering is en hoe en op welk type locatie de sanering wordt uitgevoerd.

Het computerprogramma geeft de resultaten van de berekeningen weer in twee soorten figuren. De eerste figuur geeft in de vorm van een staafdiagram de emissies van de vluchtige stof naar de atmosfeer volgens elk van de vier routes en in totaal weer. In de tweede figuur zijn de berekende jaargemiddelde concentratie, het 92-percentiel en het 99,7-percentiel van de concentratie uitgezet tegen de afstand tot de saneringslocatie. Uit elk profiel kan de te verwachten concentratie bij de betreffende afstand van bijvoorbeeld de dichtstbijzijnde bebouwing tot de bron worden afgelezen. In de figuur worden ook de grenswaarden uit het toxicologisch beoordelingskader weergegeven, zodat direct kan worden waargenomen of en op welke afstand tot de bron deze grenswaarden worden overschreden.

Daarnaast bestaat er ook de mogelijkheid een 'report' te maken. Dit is een tekstbestand waarin zowel de door de gebruiker ingevoerde informatie (naam van de stof, type bodem, saneringsparameters, gehalten van de stof in bodem, grondwater of bodemlucht) als de berekende emissies en immissieconcentraties worden opgenomen. De 'report' file kan uiteraard worden afgedrukt.

### 3.3.4 Installatie van het programma

DIVOCOS wordt geleverd op een cd-rom, waarop het programma en alle systeemfiles worden meegeleverd om het programma te gebruiken.

Het programma draait onder MS Windows (95 of later).

U installeert het programma als volgt:

- Plaats de cd-rom in de cd-speler; in principe start het installatie programma dan vanzelf op, zo niet dan:
- Kies Start
- Kies Uitvoeren (Run)
- Typ D:\setup.exe (waarbij D: de drive-letter van de cd-speler is)
- Kies OK (of Enter)
- Volg de instructies

Het programma wordt automatisch geïnstalleerd in de standaard-map C:\Divocos v1.1. U kunt dit pad eventueel zelf wijzigen met de knop "Bladeren".

Alvorens het programma te gebruiken dient u de volgende disclaimer in acht te nemen:

Disclaimer: While significant effort has been expended to ensure the accuracy and functionality of the computer program and its source code, the Dutch National Institute of Public Health and the Environment (RIVM) does not warrant the source code to be error free. Users of DIVOCOS v1.1 assume full responsibility for the validity of any results obtained using the code.

In de volgende paragrafen wordt een toelichting gegeven op het menu en de dialogen van het programma. Om snel aan de slag te kunnen kunt u in paragraaf 3.3.12 een beknopt overzicht vinden van de handelingen die uitgevoerd dienen te worden voor de berekeningen.

### 3.3.5 Hoofd menu

Het hoofdmenu van DIVOCOS bestaat uit een menubalk aan de bovenkant van het hoofd window. De menubalk heeft 6 submenu's voor het uitvoeren van verschillende taken (Tabel 1). Wanneer één van de ingangen van deze menu's wordt aangeklikt dan wordt of een specifieke taak uitgevoerd, of wordt een dialoog geactiveerd, waarin de gebruiker invoergegevens dient te specificeren. In sommige gevallen zijn ingangen 'uitgegreisd'. Dit betekent dat de betreffende taak nog niet uitvoerbaar is, omdat eerst andere acties noodzakelijk zijn. De menu optie 'Calculate – Update' is bijvoorbeeld pas beschikbaar nadat de gebruiker alle invoergegevens heeft ingevuld.

Tabel 1 geeft een overzicht van de menu's. De entries van de menu's en de daaraan gekoppelde dialogen worden in detail besproken in paragrafen 3.3.6 t/m 3.3.11.

*Tabel 1. Overzicht van het hoofdmenu in DIVOCOS*

Ingang	Beschrijving
File	File operaties en commando's om te printen, te resetten en het programma te verlaten.
Input data	In dit menu worden de dialogen geactiveerd om

	invoerparameters te specificeren.
Calculate	In dit menu bevindt zich de ingang om te rekenen met de actuele invoergegevens
Report	Dit menu omvat alle operaties om een rapport te genereren en te bekijken
Graph	Dit menu omvat ingangen om figuren op het scherm te tonen
Help	Commando's om informatie en hulp te krijgen over het programma

### 3.3.6 File menu

Het 'File' menu heeft 6 ingangen: 'New,' 'Open', 'Save', 'Save as', 'Print graph' en 'Exit'.

De *New* ingang zorgt ervoor dat men een nieuwe sessie starten kan: daartoe worden alle invoerparameters gereset. Deze optie kan gebruikt worden als men een nieuwe berekening wil starten en parameters van een vorige berekening nog actief zijn.

De *Open* ingang activeert een standaard Windows dialoog om een bestaande parameter file te laden. Een dergelijke parameter file is een ASCII text file die in een eerder stadium in het programma gesaved is. Om zo'n file te maken gaat men als volgt te werk. Eerst worden in het 'Input data' menu alle parameters en metingen gespecificeerd (zie paragraaf 3.3.7). Daarna gebruikt men de 'Save' of de 'Save as' ingangen van het 'File' menu om de parameter file te bewaren. De default extensie van een parameter file is \*.par. Deze file kan dan op elk moment weer opgeroepen worden met de 'File-Open' ingang.

De *Save* en de *Save as* ingang zijn bedoeld om via het 'Input data' menu ingevoerde gegevens op te slaan in een parameter file, die zoals vermeld de extensie \*.par krijgt.

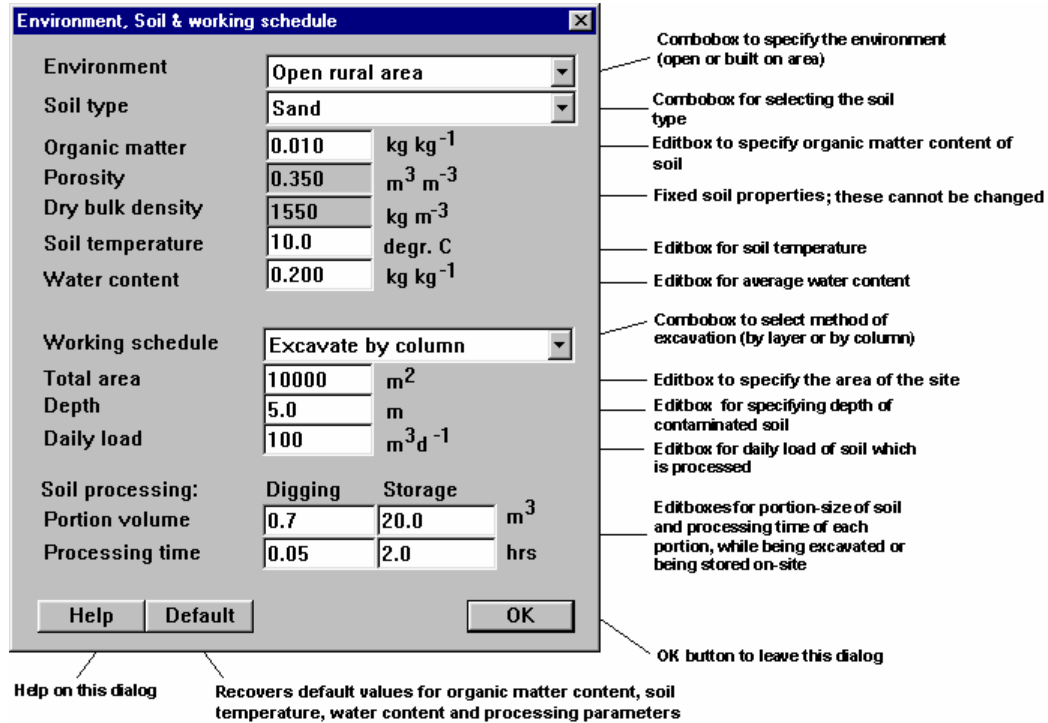
De *Print graph* ingang is bedoeld om een afdruk te maken van één van de figuren uit het 'Graph' menu (paragraaf 3.3.10). Hiertoe wordt een dialoog gestart, waarna de gebruiker eventuele print opties kan instellen.

De laatste optie in het 'File' menu is *Exit*, waarmee men het programma verlaten kan. Het programma vraagt dan eerst of de openstaande file moeten worden opgeslagen (analoog aan de 'File Save' en 'File Save as' optie) en vervolgens wordt de gebruiker nog eenmaal gevraagd te bevestigen of hij het programma wil verlaten (op 'OK' drukken).

### 3.3.7 Input data menu

Dit menu omvat twee ingangen, elk gekoppeld aan een dialoog, om de invoer-parameters te specificeren. Het is noodzakelijk om beide dialogen te doorlopen voordat berekeningen kunnen worden uitgevoerd. Echter, heeft men dit al in het verleden gedaan en de waarden bewaard in een parameter file, dan kan men dit ook doen door deze file te laden via de 'File-Open' ingang.

Als men de **Input data-Location** ingang aanklikt dan wordt een dialoog geactiveerd zoals weergegeven in Figuur 2. In deze dialoog wordt een aantal gegevens ingevoerd die betrekking hebben op het bodemtype, de locatie en de wijze waarop de sanering wordt uitgevoerd.



Figuur 2. Overzicht van de invoervelden van de 'Location dialog'.

In het veld **Environment** kan worden aangegeven wat de ruwheid van het omliggende terrein is (zie ook paragraaf 3.1). Daarbij kan worden gekozen uit twee opties: lage ruwheid (open terrein met hooguit een enkel obstakel zoals een laag gebouw of kleine bossage) of hoge ruwheid (stedelijk en industrieel gebied).

In het veld **Soil type** kan worden aangegeven in welk type bodem de verontreiniging zich bevindt. Er kan uit tien typen grond worden gekozen (zand, leem, klei of veen, waarbij voor de soorten zand, leem en klei ook nog gekozen kan worden uit normaal, humusachtig of veenachtig). Afhankelijk van de gekozen grondsoort verschijnen in de vijf velden daaronder de bijbehorende default waarden van een aantal parameters: het organisch stof gehalte, het porievolume, de dichtheid, het vochtgehalte en de temperatuur. Voor twee van deze parameters (het porievolume en de dichtheid) zijn vaste, aan de geselecteerde bodem gerelateerde waarden opgenomen. Deze waarden (grijsgekleurd veld) kunnen niet door de gebruiker worden aangepast. De andere drie parameters (witgekleurd veld) kunnen wel door de gebruiker worden aangepast, bijvoorbeeld als een meetwaarde beschikbaar is die afwijkt van de default waarde. In paragraaf 3.1 is uitgelegd waarom voor deze opzet is gekozen.

In het veld **Working schedule** kan worden aangegeven hoe de ontgraving plaats vindt. Daarbij kan worden gekozen uit twee opties: er wordt dagelijks een hoeveelheid grond afgegraven tot op de diepte waarop de bodem schoon is ('excavate by column') of er wordt laag voor laag afgegraven ('excavate by layer').

In de velden **Total area**, **Depth** en **Daily load** moeten resp. het te saneren oppervlak, de diepte tot op waar grond wordt afgegraven en het verwachte gemiddelde grondverzet per dag worden ingevoerd.

Daaronder bevinden zich vier velden waarin voor de graafwerkzaamheden (**Digging**) en de opslag van afgegraven grond van een (**Storage**) achtereenvolgens het volume (**Portion Volume**) en de tijd (**Processing Time**) moeten worden ingevuld. Voor elk van deze parameters zijn in het model default waarden opgenomen, die zijn gebaseerd op de ervaring en gegevens van een aantal saneringen waarin DIVOCOS is toegepast. Zo wordt uitgegaan van een graafmachine met een gemiddelde grijpergrootte ('Portion Volume-Digging') van 700 liter, waarbij de graafmachine er gemiddeld genomen 3 minuten oftewel 0,05 uur<sup>2</sup> ('Processing Time-Digging') over doet om de grond af te graven, naar de opslag te rijden en de grond op de opslag te storten. De default waarden voor de 'Storage' hebben betrekking op opslag in een vrachtwagen met een laadvermogen van 20 m<sup>3</sup>, die na in 2 uur tijd vol te zijn geladen met afgegraven grond direct van de locatie vertrekt. Bij opslag van afgegraven grond op het terrein gelden andere waarden, meestal een groter volume en een langere opslagtijd<sup>3</sup>. In paragraaf 3.4.2 wordt hier dieper op ingegaan. De gebruiker kan naar wens de default waarden overschrijven.

Via de button **Help** kan de gebruiker specifieke hulp vragen over deze dialoog. Met de button **Default** kunnen alle parameters weer op hun default waarden worden gezet.

Voor een verdere toelichting op de verschillende invoervelden wordt verwezen naar de verklarende tekst in Figuur 2.

---

<sup>2</sup> Er is voor gekozen de eenheid 'uren' te hanteren voor de 'Processing Time' parameters. De tijd voor de overslag van grond uit de put naar de opslag ('Digging') bedraagt meestal in de orde van enkele minuten. De gebruiker zal deze moeten omrekenen naar 'uren'.

<sup>3</sup> De maximum opslagtijd die kan worden ingevoerd is 24 uur, ook al duurt de feitelijke opslag langer dan een dag. Het programma berekent namelijk daggemiddelde emissies.

Het programma voert een controle uit op de ingevoerde gegevens. Als men gegevens niet specificeert of een onjuiste waarde invoert, d.w.z. een waarde die buiten de grenzen ligt waarmee in DIVOCOS kan worden gerekend, dan wordt een foutmelding gegeven. In Tabel 2 is een overzicht van de waarden van de grenzen voor elke parameter gegeven. Als een waarde buiten deze grenzen is ingevoerd, dan verschijnt nadat in de dialoog 'Input data-Location' op 'OK' is geklikt een dialoog met de titel **Error!** en de melding 'Parameter out of range! Value should be between  $x1$  and  $x2$  dim', waarbij  $x1$  en  $x2$  de grenswaarden zijn voor die parameter en  $dim$  de eenheid. Nadat op 'OK' is geklikt verschijnt opnieuw een dialoog, ditmaal met de titel **Error** en de melding 'Some entries were not completed or out of range. Do you want to edit these entries?' en de mogelijkheid 'Yes' of 'No' te kiezen. Na klikken op 'Yes' kan de onjuist ingevoerde waarde hersteld worden.

Tabel 2. Overzicht van invoergrenzen van een aantal parameters in DIVOCOS

Parameter	Eenheid	Ondergrens	Bovengrens
Total Area	m <sup>2</sup>	20	10.000
Depth	m	0,5	50
Daily load	m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	0,01	10.000
Organic matter	kg kg <sup>-1</sup>	0	0,8
Soil temperature	°C	-50	50
Water content	kg kg <sup>-1</sup>	0	0,476
Digging portion volume	m <sup>3</sup>	0,01	50
Storage portion volume	m <sup>3</sup>	0,01	1000
Digging time	h	0,01	24
Storage time	h	0,01	24

Ook voert DIVOCOS enkele berekeningen uit om de consistentie van ingevoerde gegevens te controleren, bijvoorbeeld of het gemiddelde grondverzet per dag binnen zekere marges overeenkomt met het volume van de opgeslagen grond en de tijd gedurende welke de grond wordt opgeslagen. Het zij opgemerkt dat hier omwille van de flexibiliteit van het model ruime marges aan zijn gesteld en dat de gebruiker te allen tijde zelf de ingevoerde gegevens moet controleren. Als uit één van de consistentieberekeningen blijkt dat een onjuiste waarde is ingevoerd, dan verschijnt na invoer van die waarde een dialoog met de titel **Warning**, de melding 'Daily load doesn't fit to the soil processing data. Do you want to edit these data?' en de optie voor 'Yes' of 'No' te kiezen. Na klikken op 'Yes' kan de onjuist ingevoerde waarde hersteld worden.

Nadat alle waarden zijn ingevoerd, verlaat de gebruiker de dialoog door op 'OK' te klikken. In het submenu 'Input data' verschijnt nu een vinkje voor de ingang 'Input data-Location'.



Compound

Compound: dichlorobenzene

CAS number: 25321-22-6

Half life: 170.7 d

Solubility: 0.36122 mol m<sup>-3</sup>

Vapour pressure: 61.83 Pa

K<sub>oc</sub>: 0.51619 m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup>

Molecular weight: 147.0 g mol<sup>-1</sup>

Henry coefficient: 0.07275

Diffusion coefficient in air: 0.597 m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup>

MRLs: ( µg/m<sup>3</sup> )

Acute: 4900

Intermediate: 1225

Chronic: 600

Measured concentrations:

Conc	Units	Matrix	Depth
32.0	mg.kg <sup>-1</sup>	Soil	3.00

Buttons: Add, Delete, Edit, OK, Help

Annotations:

- Combobox to select compound (listed in alphabetical order)
- Properties attributed to the compound; these can not be changed by the user
- Combobox to select dimension of the MRL values
- Edit boxes to enter and edit MRL values for the compound
- Add button for a new record
- Delete button for removing a record
- Edit button for modifying a record
- OK button to leave this dialog
- Help on this dialog
- List of records with measurements

Figuur 3. Overzicht van de invoervelden van de 'Compound dialog'.

Als men de **Input data-Compound** ingang aanklikt dan wordt een dialoog als in Figuur 3 geactiveerd.

Deze dialoog is bedoeld om de stof te kiezen waarvoor men een concentratieschatting wil uitvoeren en om de gemeten gehalten van deze stof in de verontreinigde bodem in te voeren. Ook kunnen van de gekozen stof toxicologische grenswaarden worden ingevoerd, die in de grafiek met berekende immissieconcentraties worden weergegeven.

Per berekening kan slechts één stof worden gekozen. Indien meerdere stoffen in het geding zijn, moeten dus meerdere berekeningen worden uitgevoerd, waarbij uiteraard (door gebruik te maken van de 'Save', 'Save as' en 'Open' opties uit het 'File' menu) de gegevens voor de 'Input data-Location' ingang alleen bij de eerste berekening ingevoerd hoeven te worden.

In het veld **Compound** kan worden aangegeven voor welke stof een berekening moet worden uitgevoerd. Er kan uit 117 stoffen of stofgroepen<sup>4</sup> worden gekozen. In Bijlage 3 is een overzicht gegeven van alle stoffen die in het model zijn opgenomen inclusief hun CAS nummer en de grenswaarden uit het toxicologisch beoordelingskader. In DIVOCOS staan

<sup>4</sup> Een aantal stoffen is als groep opgenomen, omdat ze in analyserapporten van bodemonderzoeken meestal ook als groep worden gepresenteerd. Voorbeelden zijn xylenen (in plaats van de afzonderlijke isomeren *o*-xyleen, *m*-xyleen en *p*-xyleen), aromatische oplosmiddelen (een veel voorkomend mengsel van een aantal koolwaterstoffen) en een aantal fracties van minerale olie.

de stoffen onder hun meest gangbare Engelse naam gerangschikt in alfabetische volgorde. Zodra op het veld 'Compound' wordt geklikt verschijnt een lijstje met de eerste stoffen uit de totale lijst. Door te scrollen door deze lijst kan de gewenste stof worden gekozen. Zoals gezegd, komt in deze lijst elke stof slechts onder één (Engelse) naam voor. De meeste stoffen zijn echter onder meerdere namen bekend. Een voorbeeld is de stof 'trichloormethaan' waarvoor ook vaak de naam 'chloroform' wordt gehanteerd. Om de gebruiker behulpzaam te zijn bij het vinden van de juiste naam, is in Bijlage 4 een lijst met alle in DIVOCOS voorkomende stoffen gegeven op volgorde van hun CAS nummer. In deze lijst is van elke stof ook de meest voorkomende Nederlandse naam gegeven. Als u berekeningen wil uitvoeren voor een stof waarvan u de naam niet in de lijst onder 'Compound' terugvindt, dan dient u van die stof het CAS nummer op te zoeken<sup>5</sup> en kunt u met behulp van de 'CAS nummer lijst' in Bijlage 4 de in DIVOCOS gehanteerde naam van de stof opzoeken, mits de stof uiteraard in DIVOCOS is opgenomen.

Opmerking: De stoffenlijst van DIVOCOS is tot stand gekomen op basis van: (1) de lijsten van bestaande interventiewaarden voor bodemsanering en indicatieve waarden voor ernstige bodemverontreiniging (inclusief stoffen waarvoor een ad hoc waarde is afgeleid), (2) stoffen die voorkwamen bij saneringen waar een eerdere versie van DIVOCOS is gebruikt en (3) een lijst met bodemcontaminanten waarvoor de ATSDR<sup>6</sup> één of meer grenswaarden heeft afgeleid. Vervolgens is uit deze lijsten een selectie gemaakt op grond van de eigenschappen van elke stof: alleen stoffen die vluchtig of matig vluchtig zijn, werden in de lijst van DIVOCOS opgenomen.

Wanneer een stof **niet** in de lijst van DIVOCOS voorkomt, is het mogelijk om het RIVM om een **ad hoc-advies** vragen over deze stof. Het RIVM kan middels literatuuronderzoek de benodigde fysisch-chemische eigenschappen en parameters verzamelen. Daarnaast kan het RIVM de beschikbaarheid van geschikte toxicologische grenswaarden voor de stof in kwestie nagaan of eventueel zelf zo'n waarde afleiden (zie ook de paragrafen 3.6.1 en 3.6.3). Hierbij dient de gebruiker zich wel te realiseren dat deze optie tijdrovend is en bijgevolg niet kosteloos kan worden uitgevoerd. Het stellen van dergelijke vragen aan het RIVM dient te verlopen via de reguliere kanalen.

Zodra een stof gekozen is, verschijnen in de acht velden daaronder resp. het CAS nummer van de stof en de waarden van zeven stofspectifieke eigenschappen, die worden gebruikt bij de berekeningen van de emissies: de halfwaardetijd van de stof in de bodem, de oplosbaarheid, de dampdruk, de partiticoëfficiënt tussen de organische fase en de waterfase ( $K_{oc}$ ), de molmassa, de Henri coëfficiënt (partiticoëfficiënt tussen de gasfase en de waterfase) en de diffusiecoëfficiënt in lucht. De gebruiker kan aan de waarden van deze eigenschappen niets veranderen (aangegeven door middel van grijsgekleurde velden). De in het model gebruikte waarden zijn afkomstig uit diverse databanken en handboeken met gegevens over stoffen (zie Bijlage 1 en de literatuurreferentielijst in het 'Help' menu). Ze worden ook in andere door het RIVM toegepaste modellen en berekeningen gebruikt, onder meer bij het afleiden van bodeminterventiewaarden. Voor stofgroepen zijn gemiddelde waarden of waarden van de meeste voorkomende stoffen uit die groep genomen.

<sup>5</sup> Er zijn verschillende bronnen, waarin CAS nummers van stoffen kunnen worden opgezocht. Eén daarvan is de website <http://chemfinder.cambridgesoft.com>. Deze site verschaft uiteenlopende informatie, waaronder CAS nummers, over een groot aantal stoffen.

<sup>6</sup> Voluit: Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

Een aantal van de parameters is temperatuurafhankelijk. De default waarden in DIVOCOS gelden voor een temperatuur van 10°C, de default waarde voor de bodemtemperatuur (zie Figuur 2). DIVOCOS bevat vergelijkingen om voor de temperatuurgevoelige parameters correcties uit te voeren.

Na het selecteren van een stof verschijnen behalve de stofspecifieke eigenschappen ook de toxicologische grenswaarden van de stof. In het veld **MRLs** kan worden aangegeven in welke eenheid deze grenswaarden moeten worden weergegeven. De afkorting MRL betekent Minimum Risk Level. Deze aanduiding, die is overgenomen van de ATSDR, wordt in het toxicologisch beoordelingskader in paragraaf 3.6 nader toegelicht. Voor de eenheid van de 'MRLs' kan gekozen worden uit  $\mu\text{g m}^{-3}$  of ppm. De eenheid  $\mu\text{g m}^{-3}$  wordt vaak toegepast om concentraties van een stof in de buitenlucht uit te drukken. Ook de door DIVOCOS berekende immissieconcentraties worden, zowel in de grafieken als in de 'report' file, uitgedrukt in  $\mu\text{g m}^{-3}$ . De eenheid ppm wordt nogal eens gebruikt om grenswaarden in uit te drukken. De gebruiker van het model kan via dit veld de gewenste eenheid kiezen om bijvoorbeeld een grenswaarde te wijzigen of in te voeren.

In de velden **Acute**, **Intermediate** en **Chronic** worden de grenswaarden voor korte, middellange en lange termijn blootstelling gegeven. Zoals gezegd, verschijnen de waarden in de velden (in  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) zodra de stof wordt geselecteerd. Als de gebruiker via het veld 'MRLs' de eenheid verandert, worden de waarden in de juiste eenheid omgerekend. In paragraaf 3.6 wordt toegelicht uit welke informatiebronnen de in DIVOCOS gehanteerde grenswaarden afkomstig zijn.

Voor een groot aantal stoffen en stofgroepen ontbreken één of meer grenswaarden. In die gevallen blijft het veld wit. De gebruiker kan dan zelf een grenswaarde invoeren of besluiten geen toetsing op die grenswaarde uit te voeren. Ook kan een gebruiker een default grenswaarde vervangen door een andere waarde, bijvoorbeeld omdat de als default opgenomen waarde inmiddels verouderd is of omdat de gebruiker in de betreffende situatie een strengere of minder strenge norm wil hanteren. Meer informatie hierover is te vinden in paragraaf 3.5.1 (wel of geen toetsing) en paragraaf 3.6.1 (omgaan met grenswaarden).

In het blok onder **Measured concentrations** kunnen de gemeten gehalten van de stof in de verontreinigde bodem worden ingevoerd. Meetwaarden in verschillende matrices (bodem, grondwater of bodemlucht) kunnen in dezelfde lijst worden ingevoerd<sup>7</sup>. Het aantal metingen dat kan worden ingevoerd is vrij, met een minimum van één en een maximum van honderd. Voor elke meetwaarde wordt één record aangemaakt. In de lijst met records kunnen naar believen waarden worden toegevoegd (met behulp van de button **Add**), afgevoerd (met behulp van de button **Delete**) of veranderd (met behulp van de button **Edit**). Als men een meetwaarde wil toevoegen ('Add') of bewerken ('Edit'), dan verschijnt in het programma een dialoog, getiteld **Record edit box**, zoals in Figuur 4. Deze dialoog bevat weer een aantal velden. Allereerst moet de gebruiker in het veld **Matrix** de matrix waarop de meetwaarde betrekking selecteren, namelijk vaste bodem (**Soil**), grondwater (**Water**) of bodemlucht (**Air**). In het veld **Concentration** moet de meetwaarde worden ingevuld of gewijzigd, waarbij tevens in het veld **Units** de bijbehorende eenheid moet worden

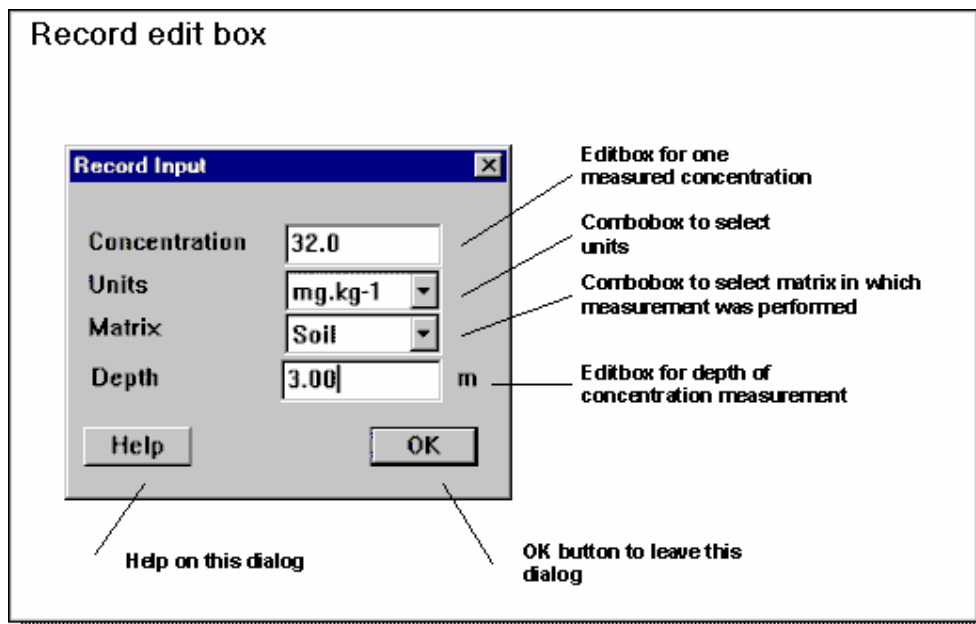
---

<sup>7</sup> Alle meetwaarden worden uitgaande van evenwichtspartitie door het programma omgerekend naar concentraties in de gasfase van de bodem (zogenaamde bodemlucht).

aangegeven<sup>8</sup>. Tenslotte moet in het veld *Depth* worden aangegeven op welke diepte onder het maaiveld de meetwaarde is vastgesteld. Vaak heeft een analyseresultaat betrekking op een monster dat is genomen op een diepte tussen bijvoorbeeld 2 tot 2,4 m. Dan wordt aanbevolen de gemiddelde diepte te nemen, in dit geval 2,2 m.

Figuur 4. Overzicht van de 'Record edit box dialog'.

Nadat alle waarden zijn ingevoerd, verlaat de gebruiker de dialoog 'Record edit box' door op 'OK' te klikken. Door het programma wordt dan nog een controle uitgevoerd op ontbrekende of foutief ingevulde waarden (lees: negatieve waarden<sup>9</sup>).



Indien een veld niet of onjuist is ingevuld, wordt er een waarschuwing gegeven door middel van een dialoog met de titel **Error** en de melding 'Some parameter values are out of range or some data fields were not completed. Do you want to make corrections?', gevolgd door de mogelijkheid voor 'Yes' of 'No' te kiezen. Na klikken op 'Yes' kan de fout hersteld worden in de 'Record edit box'.

Via de button **Help** kan de gebruiker specifieke hulp vragen over deze dialoog.

Nadat alle meetwaarden zijn ingevoerd, verlaat de gebruiker de dialoog 'Input data-Compound' door op 'OK' te klikken. Tevens verschijnt in het submenu 'Input data' een vinkje voor de ingang 'Input data-Compound'.

Via de button **Help** kan de gebruiker specifieke hulp vragen over deze dialoog.

<sup>8</sup> De eenheden die in het veld 'Units' verschijnen hangen samen met de gekozen matrix. Als bijvoorbeeld voor grondwater ('Water') wordt gekozen, kan men in het veld 'Units' kiezen uit  $g L^{-1}$ ,  $mg L^{-1}$  of  $\mu g L^{-1}$ .

<sup>9</sup> Er is geen bovengrens gesteld aan de ingevoerde concentratiewaarden.

Zodra de invoergegevens zijn gespecificeerd is het raadzaam om deze te bewaren via de 'File-Save' of 'File-Save as' ingangen, zodat in een later stadium de gegevens direct beschikbaar zijn door de betreffende \*.par file te openen via 'File-Open'.

Opmerking: Bijna alle ingevoerde gegevens worden opgeslagen zoals ze door de gebruiker zijn ingevoerd, dus ook de door de gebruiker gewijzigde default waarden voor bijvoorbeeld het organisch stof gehalte of de grijpergrootte ('Digging Portion volume'). Dit geldt echter *niet* voor de eventueel ingevoerde of gewijzigde MRL waarden. Als een bewaarde \*.par file dus wordt geladen met behulp van 'File-Open', verschijnen in de velden 'Acute', 'Intermediate' en 'Chronic' de *oorspronkelijke* grenswaarden uit de stoffenlijst van DIVOCOS.

### 3.3.8 Calculate menu

Dit menu heeft één ingang, getiteld **Update**. Deze ingang wordt pas beschikbaar als alle invoerparameters in de twee dialogen van het 'Input data' menu zijn gespecificeerd. In alle andere gevallen is deze ingang uitgeschakeld.

Als op de 'Update' ingang wordt geklikt worden alle berekeningen uitgevoerd met de laatste ingevoerde parameters. Daarna verschijnt in een dialoog met de titel **Calculate** en de melding 'Calculations updated. Use Report or Graph menu to view results'. Na op 'OK' te hebben geklikt kan de gebruiker de resultaten bekijken via het 'Report' menu en het 'Graph' menu.

Nadat op de 'Update' ingang is geklikt, kunnen er ook nog twee andere meldingen op het scherm verschijnen. De eerste melding verschijnt als voor minstens één van de ingevoerde meetwaarden de (omgerekende) concentratie in de bodemlucht boven de verzadigde dampspanningswaarde ligt. In dat geval rekent DIVOCOS voor die meetwaarde verder met de verzadigde dampspanning (een hogere concentratie kan fysisch gezien ook niet voorkomen). De modelberekening is dan minder nauwkeurig maar nog wel bruikbaar. Er verschijnt een dialoog met de titel **Results may be inaccurate!** en de melding 'Warning: vapor saturation was detected at ..... $\mu\text{g m}^{-3}$ '. Klik op 'OK' om verder te gaan met het programma.

De tweede boodschap verschijnt, als bij een meetwaarde een diepte is ingevoerd die onder de diepte ligt tot waarop wordt gesaneerd. Voorbeeld: In de dialoog 'Input data-Location' is een diepte van 4 m ingevoerd, terwijl bij één van de ingevoerde meetwaarden een diepte van 5 m is opgegeven. In dat geval geeft DIVOCOS een melding 'Warning: measurement depth below digging depth' in een dialoog met de titel **Check input parameters**. Dit zal meestal het gevolg zijn van een foutief ingevoerde diepte (ofwel de saneringsdiepte ofwel de diepte bij de meetwaarde<sup>10</sup>). De gebruiker kan vervolgens, na op 'OK' te hebben geklikt, de foutief ingevoerde waarde herstellen en opnieuw de berekening uitvoeren met 'Calculate-Update'.

---

<sup>10</sup> In theorie is het mogelijk dat een meetwaarde betrekking heeft op een diepte onder de saneringsdiepte. Als daar toch mee verder wordt gerekend, is vanwege bepaalde aannames in het model de berekening niet meer nauwkeurig. In het algemeen zal een gemeten gehalte op een diepte onder de saneringsdiepte relatief laag zijn – immers, bij een sanering wordt het grootste deel van de 'echte' verontreiniging afgegraven – zodat de fout in de berekening van de emissies beperkt zal blijven. De emissies worden namelijk grotendeels bepaald door de meetwaarden met hoge concentraties van de verontreinigende stof.

Daarnaast kunnen er ook rekenproblemen ontstaan als er zeer grote getallen in het geding zijn of bijvoorbeeld als door 0 moet worden gedeeld. In dat geval wordt een melding 'pow: DOMAIN error' gegeven. De berekening is dan niet betrouwbaar.

### 3.3.9 Report menu

Dit menu omvat de mogelijkheid om een ASCII tekstbestand te genereren, een zogenaamde 'report' file waarin alle voor de berekening ingevoerde gegevens en de resultaten van de berekeningen zijn opgenomen. Ook meldingen als 'Warning: vapor saturation was detected at ..... $\mu\text{g m}^{-3}$ ' komen in dit bestand te staan, namelijk onder het kopje 'Comments'.

Met de **Create** ingang kunnen de gegevens naar de file worden weggeschreven. De file krijgt de extensie \*.rpt. In het algemeen zal de gebruiker na het uitvoeren van een berekening en eventueel het bekijken van de grafieken (zie paragraaf 3.3.10) de gegevens opslaan met behulp van 'Report-Create'. Opmerking: Als een 'report' file wordt gemaakt en daar een naam aan wordt gegeven die al eerder is gebruikt, dan wordt de vorige file automatisch overschreven (mits die in dezelfde directory staat, uiteraard).

Met de **View** ingang kunnen 'report' files worden geladen. De gegevens worden weggeschreven in notepad, de standaard texteditor van Windows. De gebruiker kan de gegevens vervolgens op het scherm bekijken en hen ook, indien gewenst, afdrukken met de optie 'File-Print'.<sup>11</sup> In Bijlage 6 is een voorbeeld van een 'report' text file weergegeven. Deze is als volgt opgebouwd: na de aanhef met daarin de naam van het programma, de datum waarop de berekening is uitgevoerd en de naam van de file, worden eerst de ingevoerde gegevens en de waarden van een aantal tussenstap parameters getoond. Daaronder staan de ingevoerde meetwaarden. Vervolgens worden, onder de kop 'Emission calculations', in een tabel per meetpunt de door DIVOCOS berekende concentraties in de bodemlucht ('Conc Soil air' in ' $\mu\text{g m}^{-3}$ ') en de emissies ('Emissions' in ' $\text{g d}^{-1}$ ') volgens de vier routes en in totaal ('Backgr', 'Pit', 'Digging', 'Storage' en 'Total') weergegeven, eventueel gevolgd door een melding over het bereiken van de verzadigde dampspanning in de bodemlucht. In de volgende tabel staan de gemiddelde emissies per route en in totaal met tussen haakjes hun standaarddeviatie, berekend uit de emissies voor de verschillende meetpunten. Daaronder staan de drie toxicologische grenswaarden, gevolgd door de berekende concentraties in de lucht (resp. 'Average', '92 perc' en '99.7 perc') op afstanden van 10 tot 500 m.

### 3.3.10 Graph menu

Het Graph menu omvat twee mogelijkheden om de berekeningsresultaten op het scherm te tonen. Deze zijn weergegeven in de Figuren 5a t/m 5c.

---

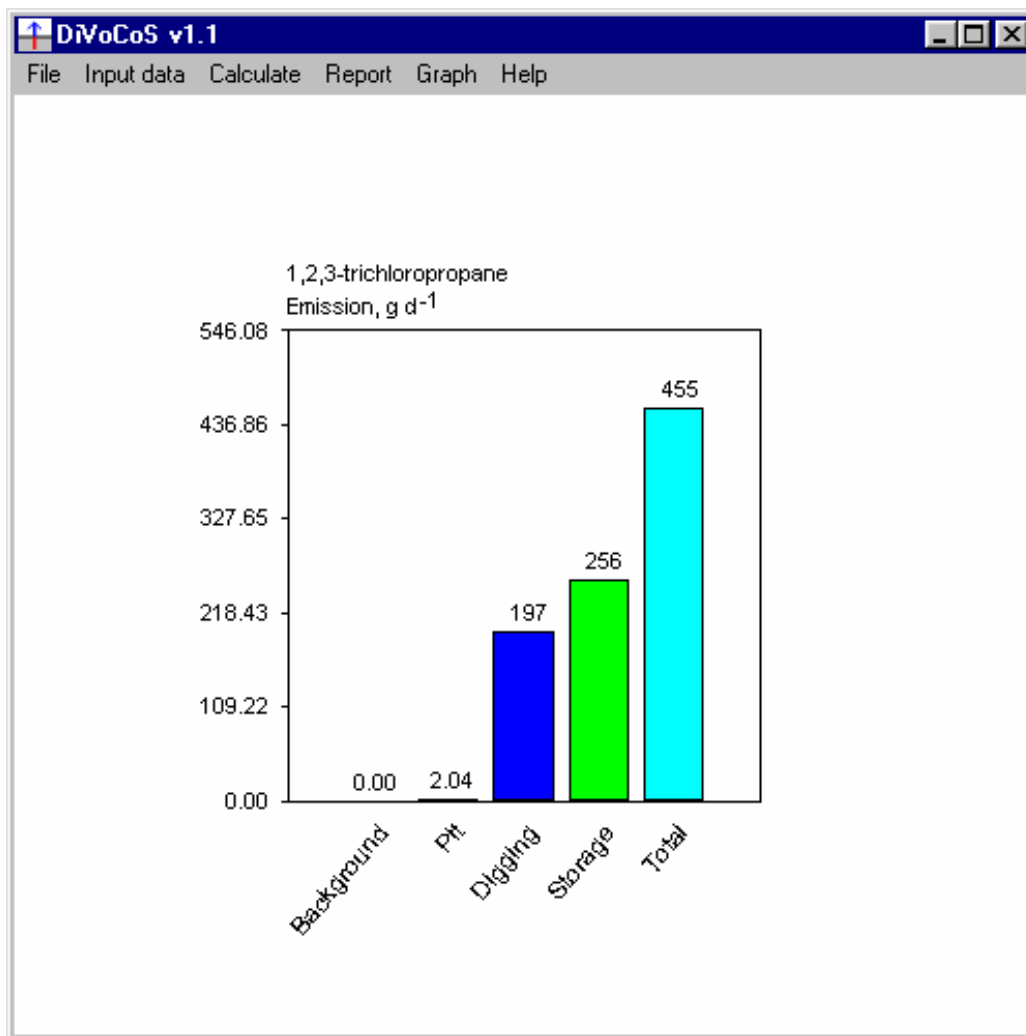
<sup>11</sup> Opgelet: Dit is niet de 'File-Print' optie van Divocos, maar die van notepad. Met het notepad menu kunnen ook nog meer standaard Windows handelingen worden uitgevoerd, maar daarvoor wordt verwezen naar Windows handleidingen.

De eerste grafiek (via de ingang **Emissions**; zie Figuur 5a) laat in de vorm van een staafdiagram zien hoe hoog de emissies uit de bodem naar de atmosfeer zijn volgens de vier verschillende routes en in totaal. De emissies worden uitgedrukt in  $g\ d^{-1}$ . De gebruiker kan uit de figuur aflezen hoe hoog de emissies zijn, maar ook welke route of routes het meest relevant zijn bij de betreffende sanering. Bij het treffen van emissiebeperkende maatregelen, die ter sprake komen in paragraaf 3.7, kan hier gebruik van worden gemaakt.

De tweede grafiek (via de ingang **Air concentration**) toont de berekende concentratieprofielen in de atmosfeer, d.w.z. de immissieconcentratie op 2 m hoogte als functie van de afstand tot de saneringslocatie. De gebruiker kan daarbij kiezen uit verschillende mogelijkheden om de concentraties weer te geven. Nadat op de ingang 'Air concentration' is geklikt, verschijnt een dialoog met de titel **Distribution** en daarin vijf opties waarvoor door middel van aanklikken kan worden gekozen. Allereerst kan de gebruiker aangeven welke concentraties ('Average' '92.0 percentile' en '99.7 percentile') wel of niet moeten worden weergegeven. Dan kan met de optie 'Log y-scale' worden gekozen uit weergave van de concentraties op normale of op logaritmische schaal. Tenslotte kunnen indien gewenst met de optie 'Show MRLs' de bijbehorende grenswaarden in de grafiek worden afgebeeld<sup>12</sup>. In de Figuren 5b en 5c zijn twee voorbeelden gegeven. Elke figuur kan worden geprint m.b.v. de 'File-Print graph' optie.

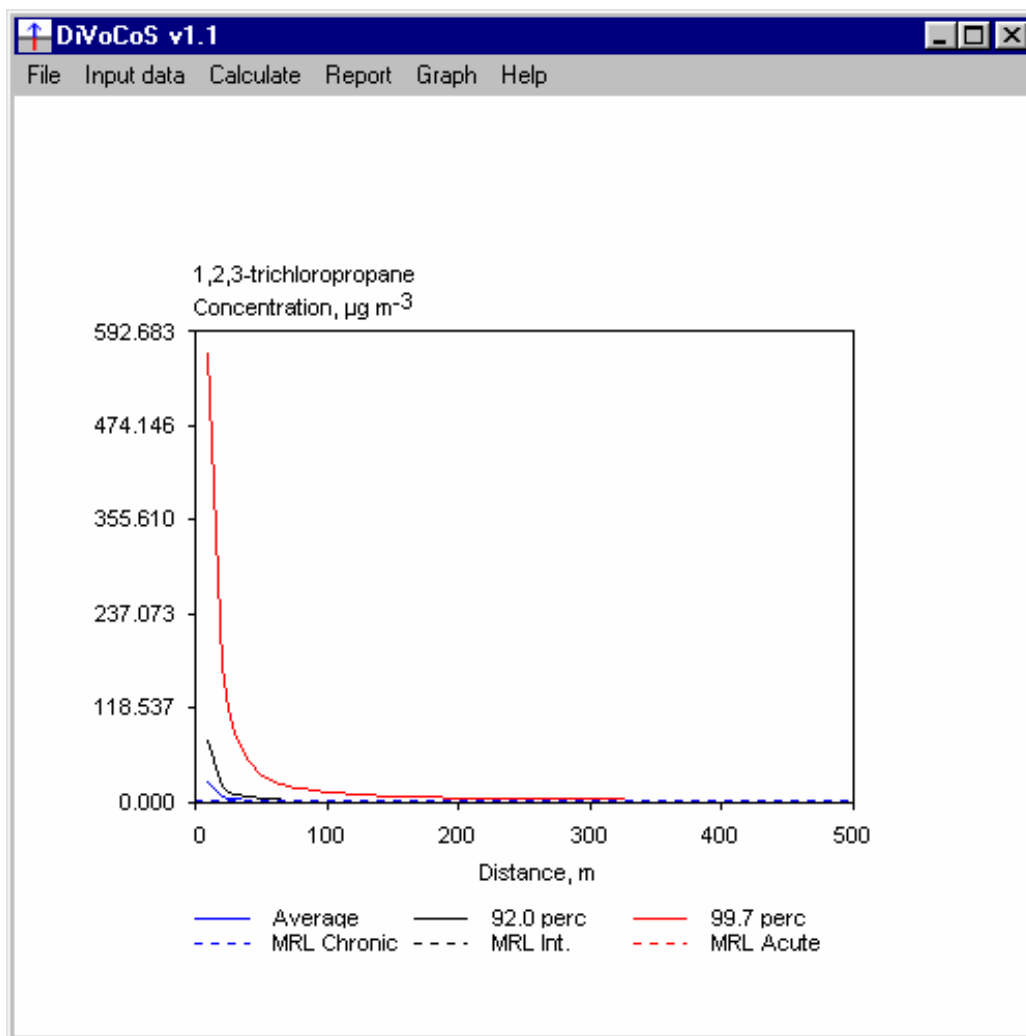
---

<sup>12</sup> Uiteraard worden alleen de grenswaarden getoond van de concentraties die zijn aangeklikt.

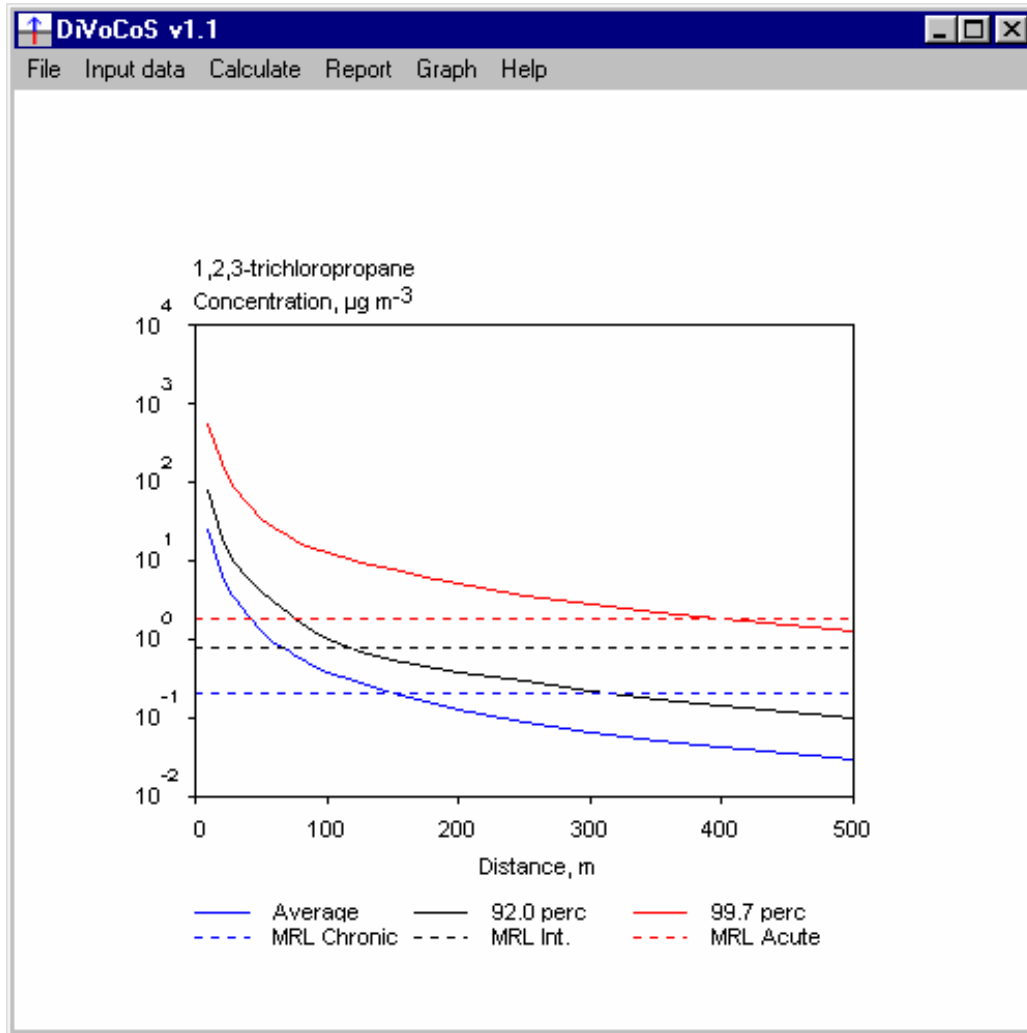


Figuur 5a. Voorbeeld van een grafiek met berekende emissies via de verschillende routes (Graph-Emissions).





Figuur 5b. Voorbeeld van een grafiek met de berekende immissieconcentraties als functie van de afstand tot de bron op normale schaal (Graph-Air concentration).



Figuur 5c. Voorbeeld van een grafiek met de berekende immissieconcentraties als functie van de afstand tot de bron op logaritmische schaal (Graph-Air concentration).

### 3.3.11 Help menu

Het 'Help' menu geeft toegang tot de 'About box' en de Windows help file van het programma.

De eerste ingang, **About**, activeert de 'About box', die informatie geeft over de naam, het versienummer en de auteurs van het programma toelicht.

De tweede ingang, **Contents**, opent de 'Help' file. Na openen via de ingang 'Contents' verschijnt een overzicht van de volgende onderwerpen:

- Beknopte uitleg van doel en werking van het model ('What is DIVOCOS?')
- Productinformatie, zoals auteurs, versienummer e.d. ('Product information')
- Korte beschrijving van het model ('Model description')
- Overzicht van in te voeren parameters, defaultwaarden van enkele parameters en verwijzingen naar bronnen, waaruit de defaultwaarden afkomstig zijn ('Parameter sources')

- Informatie over installatie en uitvoeren van het programma ('Installing and running DIVOCOS')
- Een overzicht van alle te nemen stappen om een berekening met DIVOCOS uit te voeren ('Tutorial')
- Informatie over het hoofdmenu ('Menu')
- Een literatuurlijst ('Literature')

Via deze onderwerpen (met name de optie 'Menu') kan worden doorgelinkt naar andere onderwerpen zoals informatie over de verschillende submenu's, de dialogen, het bewaren en printen van gegevens en de grafische weergave van resultaten.

Sommige onderwerpen in de 'Help' file kunnen ook direct uit de dialogen van het programma worden bereikt (zie b.v. Figuur 4).

De 'Help' file is eenvoudig en beknopt opgezet, omdat in deze handleiding het werken met het programma al uitvoerig wordt beschreven. Om dezelfde reden is de Tutorial beknopt gehouden. Ook bevat de 'Help' file geen trefwoordenlijst (Index), op basis waarvan naar onderwerpen gezocht kan worden. Dat kan weer wel met de 'Find' optie<sup>13</sup> onder de optie 'Search' in de tweede menubalk van het venster dat verschijnt na openen van de ingang 'Contents'.

### 3.3.12 Stappenplan voor gebruik van het model

Deze paragraaf bevat een overzicht, waarin puntsgewijs wordt aangegeven welke stappen de gebruiker dient te nemen om een berekening uit te voeren. Voordat met de berekening wordt begonnen, moet de gebruiker de benodigde gegevens aan de hand van de vragenlijst uit paragraaf 3.2 hebben verzameld.

Stappenplan:

1. Start het programma.
2. Specificeer de bodemeigenschappen, de omvang van de sanering, de omgevingskarakteristiek, de werkwijze van saneren, het volume van de afgegraven en opgeslagen grond en de tijdsduur van afgraven en opslaan (Menu: 'Input data – Location').
3. Kies een stof en voer de gemeten concentraties in de bodem, grondwater en/of bodemlucht in. Indien gewenst, voeg ontbrekende MRL waarden toe of pas deze aan (Menu: 'Input data – Compound').
4. In plaats van de stappen 2 en 3 kan ook een al eerder gemaakte parameter file (\*.par) worden geopend (Menu: 'File – Open'), waarna eventueel gegevens in de dialogen 'Input data – Location' en 'Input data – Compound' kunnen worden aangepast. Houd er rekening mee dat bij openen van een eerder bewaarde file de default MRL waarden verschijnen, ook al waren deze in een vorige sessie gewijzigd.
5. Bewaar, indien gewenst, de invoer parameters voor een volgende sessie (Menu: 'File – Save' of 'File – Save as').
6. Voer de berekeningen uit (Menu: 'Calculate – Update').

---

<sup>13</sup> Via deze optie kan op trefwoorden worden gezocht. Bij de eerste keer dat de optie wordt gebruikt, maakt Windows een trefwoordenlijst van alle in de 'Help' file voorkomende woorden en getallen. Daarna kan de gebruiker een trefwoord intypen, waarna het programma een lijst toont met alle onderwerpen uit de 'Help' file waar het trefwoord in voorkomt. Vervolgens kan één van deze onderwerpen worden aangeklikt, waarna de informatie over het onderwerp op het scherm verschijnt.

7. Bekijk de resultaten op het scherm (Menu: 'Graph – Emissions'; 'Graph – Air concentrations').
8. Print, indien gewenst, de figuren met de menu optie 'File – Print Graph'.
9. Schrijf de resultaten weg naar een text file (\*.rpt) en bekijk de file (Menu: 'Report – Create Report'; 'Report – View Report').
10. Print, indien gewenst, de text file met de menu optie 'File – Print' van notepad.
11. Specifieke toelichtingen op programma onderdelen wordt verkregen via de menu optie 'Help – Contents'.
12. Gebruik 'File – Exit' om het programma te verlaten

### 3.3.13 Beperkingen van het model

Elke modelberekening is behept met beperkingen en onzekerheden omdat de aannames waarvan in de berekeningen wordt uitgegaan veelal slechts een grove benadering zijn van de werkelijkheid. Dit geldt uiteraard ook voor DIVOCOS, zowel voor de berekening van de emissies als die van de immissieconcentraties.

De berekende emissies en concentraties moeten daarom worden beschouwd als orde-van-grootte-waarden. Dit houdt in dat bij de toetsing van de berekende concentraties op grenswaarden ruime marges in acht moeten worden genomen. In paragraaf 3.5 zal hier nader op worden ingegaan.

In bepaalde complexe situaties kunnen de onzekerheden in de met DIVOCOS voorspelde concentraties echter zo groot zijn dat de berekende waarden sterk kunnen afwijken van de werkelijk voorkomende concentraties. Deze gevallen kunnen onder meer zijn:

- Saneringen op of bij complexe terreinen zoals bijvoorbeeld een nauwe straat, waarin een soort corridor effect kan optreden; ook de aanwezigheid van een flat naast de saneringslocatie valt in deze categorie.
- In het geval er woningen zeer dicht (minder dan 5 m) op het saneringsterrein staan.
- Saneringen gedurende extreme weersomstandigheden zoals een week met windstil, droog en zeer warm weer.
- Saneringen van complexe of zeer inhomogene verontreinigingen, bv. als de verontreiniging uit veel verschillende componenten bestaat of als de verontreiniging uit vaten met chemisch afval bevat. Ook als er drijfvlagen aanwezig zijn, zullen de onzekerheden in de met DIVOCOS voorspelde waarden groter zijn.

Als voor dit soort gevallen toch gebruik wordt gemaakt van DIVOCOS, moet de gebruiker bij de toetsing op grenswaarden een nog ruimere marge hanteren dan in paragraaf 3.5 wordt aangegeven. Een andere mogelijkheid is om in dit soort gevallen geen berekeningen met DIVOCOS uit te voeren en direct uit voorzorg een meetprogramma in te stellen.

### 3.4 Gebruik van DIVOCOS in de praktijk

De ervaringen met gebruikers van een eerdere versie van DIVOCOS leren dat men in de praktijk tegen problemen kan aanlopen als de situatie enigermate of zelfs sterk afwijkt van de 'ideale sanering' waar het modelconcept van DIVOCOS op is gebaseerd. Voorbeelden van deze problemen zijn een zeer heterogeen verdeelde verontreiniging, een opslaglocatie van afgegraven grond die ver van het terrein ligt of een saneringsterrein dat aan de ene zijde wordt begrensd door open terrein en aan de andere zijde door bebouwing. Een andere vraag die aan de orde kan komen is bijvoorbeeld: moeten alle meetwaarden uit een rapport van een bodemonderzoek worden meegenomen (dat kunnen er soms heel veel zijn) of kan worden volstaan met een steekproef?

In deze paragraaf wordt dieper ingegaan op een aantal praktische problemen waar een gebruiker mee te maken kan krijgen. Voor elk van de problemen worden aanwijzingen en richtlijnen gegeven over hoe DIVOCOS dan zo optimaal mogelijk gebruikt kan worden.

#### 3.4.1 Problemen met de keuze van de waarden van parameters

Voorafgaand aan een berekening met DIVOCOS moet op grond van de ingewonnen informatie een aantal waarden van parameters worden vastgesteld. Deze selectie is niet altijd voor de hand liggend. Voorbeelden hiervan zijn:

- Een saneringsterrein is aan de ene zijde omgeven door open terrein en aan de andere door bebouwing. Welke ruwheid moet worden gekozen?
- De verontreinigde bodem bestaat uit meerdere lagen van verschillende soorten grond (zand, klei, etc.). Welk bodemtype moet worden gekozen?
- Op een deel van het terrein wordt de verontreinigde grond laag voor laag afgegraven en op een ander deel wordt steeds een gedeelte afgegraven tot de gewenste diepte. Welk 'working schedule' moet worden gekozen?
- Het volume van de grijper is niet goed bekend. Welke waarde moet worden genomen?
- Het volume van de op het terrein opgeslagen grond varieert van dag tot dag, omdat de afvoer van deze grond niet continu verloopt. Welke waarde moet worden genomen?

In al dit soort gevallen wordt aanbevolen berekeningen te verrichten met twee waarden, namelijk de twee 'meest extreme' die op de situatie van toepassing zijn. Vervolgens kunnen ófwel de berekende immissieconcentraties worden gemiddeld ófwel de meest ongunstige immissieconcentraties worden gebruikt (conservatieve benadering). In het geval van de terreinruwheid en het 'working schedule' kunnen er maar twee waarden worden gekozen, namelijk lage en hoge ruwheid resp. 'excavate by layer' en 'excavate by column'. In andere gevallen zullen twee uiteenlopende, maar nog wel aannemelijke waarden moeten worden gekozen, bijvoorbeeld waarden van 0,3 resp. 2 m<sup>3</sup> voor de grijpergrootte (voor de meeste graafmachines valt het volume van de grijper binnen deze marges). Voor wat betreft de keuze van het bodemtype wordt aanbevolen het type van die laag te kiezen waar de hoogste verontreiniging in voorkomt.

Uiteraard kan er ook voor worden gekozen berekeningen met meer dan twee waarden voor één parameter te verrichten, maar dat is tijdrovender en levert meestal niet veel meer inzicht op in de situatie.

Berekeningen met twee (of meer) waarden voor één parameter kunnen ook inzicht verschaffen in de mate waarin de berekende immissieconcentraties afhankelijk zijn van die

parameter. Als die afhankelijkheid beperkt is, is de keuze van de waarde niet van doorslaggevend belang. Als de afhankelijkheid daarentegen sterk is, zal de waarde zo goed mogelijk gekozen moeten worden en is het wellicht verstandig naar meer informatie te zoeken om een zo verantwoord mogelijke waarde te kiezen.

### **3.4.2 Problemen met de parameters voor de opslag van de afgegraven grond**

Bij de meeste saneringen wordt de afgegraven grond ófwel direct afgevoerd met vrachtwagens ófwel tijdelijk opgeslagen op of nabij het terrein.

In het eerste geval moet in het veld 'Portion Volume-Storage' het laadvolume van de vrachtwagen worden ingevuld en in het veld 'Processing Time-Storage' de gemiddelde tijdsduur die nodig is om de vrachtwagen te laden.

In het tweede geval dient de gebruiker een schatting te maken van het gemiddelde volume van de opslag en deze waarde in te vullen in het veld 'Portion Volume-Storage'. De tijdsduur van de opslag beslaat meestal meerdere dagen. In dat geval moet, omdat DIVOCOS daggemiddelde emissies berekent, de gebruiker bij 'Processing Time-Storage' 24 uur invullen.

Soms komt het voor dat er zowel grond wordt opgeslagen als direct afgevoerd. In dat soort gevallen is de opgeslagen grond vrijwel altijd licht of niet verontreinigd en wordt deze tijdelijk opgeslagen om later weer te worden gebruikt om de ontstane werkput op te vullen. De bijdrage van de emissie uit de opgeslagen grond is dan veel kleiner dan die van de direct afgevoerde, (sterk) verontreinigde grond. De gebruiker kan dan de emissie uit de opgeslagen grond verwaarlozen en bij het invullen van de waarden in DIVOCOS zich beperken tot het laadvolume van de vrachtwagen en de gemiddelde tijdsduur die nodig is om de vrachtwagen te laden. Men dient dan ook de 'daily load' aan te passen door alleen de hoeveelheid dagelijks afgevoerde grond in rekening te brengen en niet ook nog de hoeveelheid dagelijks opgeslagen grond.

Een andere situatie die zich kan voordoen, is als de afgegraven grond wordt opgeslagen op een locatie die relatief ver van het saneringsterrein af ligt. Onder ver wordt verstaan een afstand van ongeveer 100 m of meer vanaf de rand van het saneringsterrein. In dat geval moeten het terrein zelf en de opslaglocatie als twee aparte bronnen worden beschouwd en moeten de immissieconcentraties van de beide bronnen apart berekend worden. Dit kan als volgt worden gedaan.

Eerst wordt de berekening met DIVOCOS volgens de gangbare procedure uitgevoerd, waarna de Report file wordt aangemaakt en geprint. In de Report file zijn de emissies per route apart weergegeven. De gebruiker berekent nu de verhouding tussen de emissie uit de opslag ('During storage') en de totale emissie en vermenigvuldigt alle immissieconcentraties met deze verhouding<sup>14</sup>. Dit geeft een tabel met concentraties als functie van de afstand tot de opslaglocatie. Vervolgens berekent de gebruiker de verhouding tussen de som van de overige emissies ('background', 'from pit' en 'during digging') en de totale emissie en vermenigvuldigt alle immissieconcentraties met deze verhouding. Dit geeft een tabel met immissieconcentraties als functie van de afstand tot het terrein. Om

---

<sup>14</sup> Geadviseerd wordt de Report file in te laden in een spreadsheet of een ander soort rekenprogramma om de berekeningen te vergemakkelijken.

vervolgens de totale immissieconcentratie op een zeker punt rondom het terrein te berekenen, moeten eerst de afstanden van dat punt tot elk van de twee bronnen worden bepaald, waarna de bij die afstanden afgelezen immissieconcentraties van elk van de twee bronnen worden gesommeerd.

Tabel 3. Voorbeeld van een correctie van immissieconcentraties bij een sanering waar de opslaglocatie relatief ver van het saneringsterrein ligt

Correctie emissies									
Route	Berekende emissie			Eenheid			Verhouding t.b.v. correctie		
Background	44,3			g d <sup>-1</sup>			0,572 (terrein)		
From pit	20,9			g d <sup>-1</sup>					
During digging	109,1			g d <sup>-1</sup>					
During storage	130,2			g d <sup>-1</sup>			0,428 (opslag)		
Total	304,4			g d <sup>-1</sup>					
Correctie immissieconcentraties (in µg m <sup>-3</sup> )									
Distance (m)	Zonder correctie			Bijdrage terrein			Bijdrage opslaglocatie		
	Average	92 perc	99,7 perc	Average	92 perc	99,7 perc	Average	92 perc	99,7 perc
10	9,22	29,40	182,46	5,28	16,83	104,44	3,94	12,57	78,02
20	2,40	7,60	55,48	1,37	4,35	31,76	1,03	3,25	23,72
25	1,55	4,71	37,81	0,89	2,70	21,64	0,66	2,01	16,17
30	1,14	3,54	27,67	0,65	2,03	15,84	0,49	1,51	11,83
40	0,69	2,20	17,03	0,39	1,26	9,75	0,30	0,94	7,28
50	0,43	1,45	10,72	0,25	0,83	6,14	0,18	0,62	4,58
60	0,29	1,10	8,25	0,17	0,63	4,72	0,12	0,47	3,53
70	0,23	0,82	6,30	0,13	0,47	3,61	0,10	0,35	2,69
75	0,21	0,67	5,51	0,12	0,38	3,15	0,09	0,29	2,36
80	0,18	0,61	5,04	0,10	0,35	2,88	0,08	0,26	2,16
90	0,15	0,48	4,37	0,09	0,27	2,50	0,06	0,21	1,87
100	0,12	0,37	3,93	0,07	0,21	2,25	0,05	0,16	1,68
125	0,08	0,25	2,92	0,05	0,14	1,67	0,03	0,11	1,25
150	0,06	0,19	2,36	0,03	0,11	1,35	0,03	0,08	1,01
175	0,04	0,16	1,90	0,02	0,09	1,09	0,02	0,07	0,81
200	0,03	0,14	1,57	0,02	0,08	0,90	0,01	0,06	0,67
225	0,03	0,12	1,31	0,02	0,07	0,75	0,01	0,05	0,56
250	0,02	0,11	1,11	0,01	0,06	0,64	0,01	0,05	0,47
300	0,02	0,08	0,87	0,01	0,05	0,50	0,01	0,03	0,37
350	0,01	0,06	0,69	0,01	0,03	0,39	0,00	0,03	0,30
400	0,01	0,05	0,56	0,01	0,03	0,32	0,00	0,02	0,24
450	0,01	0,04	0,47	0,01	0,02	0,27	0,00	0,02	0,20
500	0,01	0,04	0,40	0,01	0,02	0,23	0,00	0,02	0,17

In Tabel 3 is een voorbeeld van een berekening uitgewerkt voor een geval waarbij de opslagterm een aanzienlijke bijdrage levert aan de totale emissie. Stel dat in dit geval de opslaglocatie 150 m ten westen van de rand van het terrein ligt, dan kan uit de tabel worden afgelezen dat op het punt dat 25 m ten westen van het terrein ligt (en dus 125 m ten oosten van de opslaglocatie) de immissieconcentraties voor het gemiddelde, het 92 percentiel en het 99,7 percentiel resp. 0,92, 2,81 en 22,89 µg m<sup>-3</sup> bedragen. Als de opslaglocatie niet als aparte bron was aangemerkt, zouden deze concentraties (op 25 m van het terrein) resp. 1,55, 4,71 en 37,81 µg m<sup>-3</sup> hebben bedragen. Even zo kan worden beredeneerd dat voor een punt

gelegen op 25 m ten westen van de opslaglocatie (en dus 175 m ten westen van het terrein) de immissieconcentraties volgens de berekening met gescheiden bronnen resp. 0,68, 2,1 en 17,26  $\mu\text{g m}^{-3}$  bedragen, terwijl ze bij een berekening zonder gescheiden bronnen resp. 0,04, 0,16 en 1,9  $\mu\text{g m}^{-3}$  zouden zijn geweest. Voor woningen dicht bij de opslaglocatie zouden, als geen rekening zou worden gehouden met de ligging van de opslaglocatie, de concentraties aanzienlijk onderschat worden.

### 3.4.3 Saneringen van grote terreinen en terreinen met een inhomogene verontreiniging

De grootte van het totale te saneren oppervlak is bij saneringen van beperkte omvang geen cruciale parameter in de berekeningen. Echter, bij oppervlakken van meer dan 2500  $\text{m}^2$  kunnen afwijkingen in de berekende immissieconcentraties ontstaan, met name op korte afstand<sup>15</sup>. Dit is een gevolg van de aannames en keuzes die gedaan zijn bij de bepaling van de immissiefactoren (zie Bijlage 2).

Voor terreinen met een oppervlak van meer dan 2500  $\text{m}^2$  verdient het de voorkeur het hele terrein te verdelen in een aantal oppervlakken van elk niet meer dan ongeveer 2500  $\text{m}^2$ .

Voor elk deeloppervlak moet dan met behulp van DIVOCOS een aparte berekening worden uitgevoerd, waarbij vanzelfsprekend die waarden (zoals voor bodemtype, oppervlak, concentraties van de verontreiniging in de bodem en eventueel ook het 'working schedule' en de afgraafdiepte, als die tenminste verschillen per deeloppervlak) worden gebruikt die betrekking hebben op het betreffende deeloppervlak.

Bij de interpretatie van de berekende immissieconcentraties moet men er wel rekening mee houden dat in één of meer richtingen andere deeloppervlakken grenzen en dat elk deeloppervlak een bijdrage 'levert' aan de totale immissieconcentraties<sup>16</sup>.

Een voorbeeld is uitgewerkt in Figuur 6, waarin het hele terrein is verdeeld in drie deeloppervlakken van elk 40 bij 40  $\text{m}^2$ . De totale immissieconcentratie bij een woning gelegen op 20 m ten oosten van deeloppervlak C kan dan worden geschat door de berekende immissieconcentratie op 20 m van deeloppervlak C, die op 60 m van deeloppervlak B en die op 100 m van deeloppervlak A te sommeren. Meestal zal het dichtstbijzijnde deeloppervlak de grootste bijdrage 'leveren', aangezien de immissieconcentratie sterk daalt met toenemende afstand, maar als – in dit voorbeeld – de verontreiniging in deeloppervlak B veel groter is dan in deeloppervlak C, kan de totale immissieconcentratie bij de betreffende woning nog in aanzienlijke mate worden bepaald door de bijdrage vanuit deeloppervlak B.

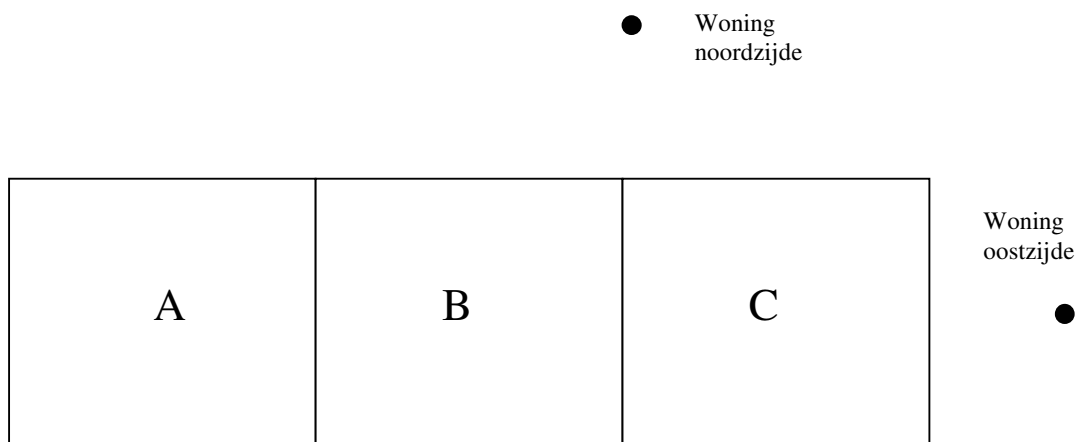
De totale immissieconcentratie bij een woning gelegen op 20 m ten noorden van de rand tussen de deeloppervlakken B en C kan worden geschat door de berekende immissieconcentraties op 20 m van deze beide deeloppervlakken te sommeren. Dit geeft in de meeste gevallen een overschatting van de werkelijke concentratie, maar het voordeel is dat de berekening praktisch snel is uit te voeren<sup>17</sup>.

<sup>15</sup> Het zij opgemerkt dat de in te voeren van de 'Total area' in de dialoog 'Input data – Location' is begrensd op 10.000  $\text{m}^2$ . Dit is echter meer een pragmatische waarde bedoeld om de gebruiker er op te attenderen als hij een te groot getal invoert.

<sup>16</sup> Dit geldt in ieder geval voor de berekende gemiddelde concentraties. Voor piekwaarden ligt het ingewikkelder, omdat de saneringswerkzaamheden meestal maar op één van de deeloppervlakken tegelijk plaatsvinden. Vanuit praktisch oogpunt kan echter ook voor de 92- en 99,7-percentielen dezelfde benadering worden gebruikt.

<sup>17</sup> In theorie zou het eerder voor de hand liggen om voor beide deeloppervlakken de afstand van de woning tot de verontreinigingskern of tot het midden van het oppervlak te bepalen en bij die afstanden de met DIVOCOS





*Figuur 6. Voorbeeld van een te saneren terrein bestaande uit drie deeloppervlakken van elk 40 bij 40 m<sup>2</sup>.*

Een analoge strategie kan worden toegepast bij verontreinigingen die sterk inhomogeen zijn verdeeld over het saneringsterrein, bijvoorbeeld als op een terrein één of enkele verontreinigingskernen aanwezig zijn en de rest van het terrein minder of nauwelijks verontreinigd is. De indeling in deeloppervlakken wordt dan niet bepaald op grond van de omvang van het terrein maar op de verdeling van de verontreiniging. De deeloppervlakken kunnen dan dus ook onderling sterk verschillen in omvang.

In Bijlage 7 wordt een voorbeeld uitgewerkt van een berekening voor een terrein met een inhomogeen verdeelde verontreiniging. In het voorbeeld wordt aangegeven hoe het terrein zou kunnen worden verdeeld in een aantal deeloppervlakken en hoe de berekeningen met DIVOCOS per deeloppervlak zouden kunnen worden uitgevoerd. Vervolgens worden de resultaten van de berekeningen gegeven per deeloppervlak en wordt uitgelegd hoe daaruit de immissieconcentraties op enkele punten in de omgeving kunnen worden berekend. Om aan te tonen dat bij saneringsterreinen met een sterk inhomogeen verdeelde verontreiniging een verfijnde berekening door splitsing van het terrein in deeloppervlakken betere resultaten geeft, wordt in Bijlage 7 ook de berekening verricht voor hetzelfde terrein zonder indeling in deeloppervlakken.

Het zij nog opgemerkt dat voor zowel grote saneringsterreinen als terreinen met een inhomogeen verdeelde verontreiniging de gebruiker vrij is in de keuze van het opdelen van het terrein in deeloppervlakken. Echter, gelet op alle andere onzekerheden van de berekeningen met DIVOCOS, is het vaak niet zinvol voor een te groot aantal deeloppervlakken te kiezen.

---

berekende immissieconcentraties te sommeren. Vaak is er echter geen sprake van een verontreinigingskern, maar van een meer uitgestrekte verontreiniging. Bovendien is in de modelberekening ook de emissie uit de afgegraven en opgeslagen grond verdisconteerd en deze emissie zal meestal slechts ten dele plaatsvinden op en nabij het oppervlak waar de verontreiniging zich bevindt. Het is dus lastig te bepalen welke locatie moet worden aangemerkt als 'nulpunt'. Vanuit praktisch oogpunt wordt daarom voor de rand van het terrein gekozen.

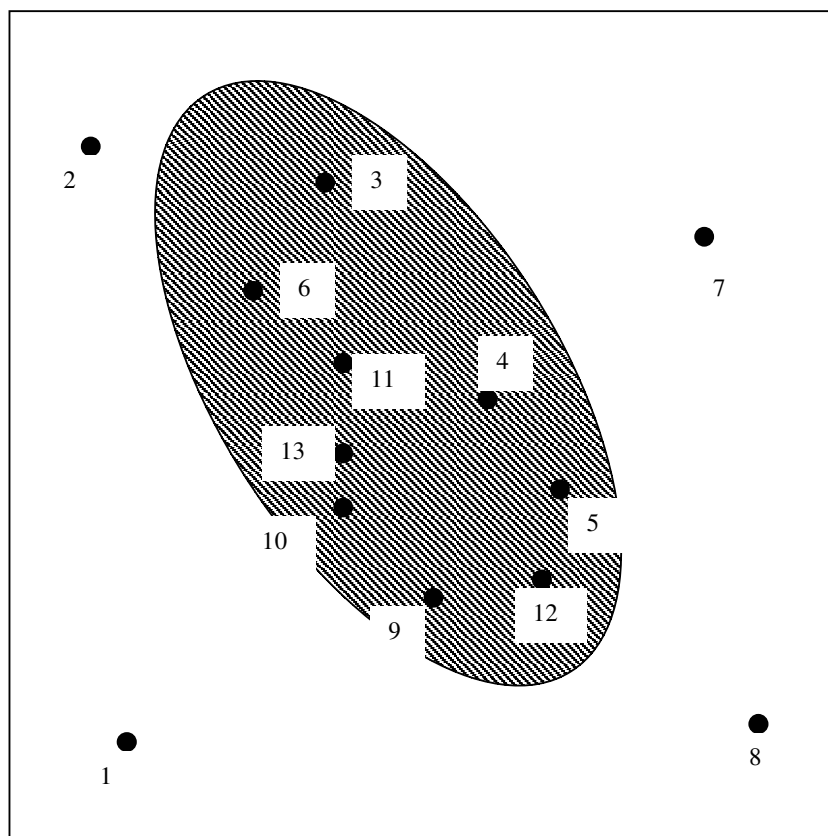
#### **3.4.4 Keuze van de in te voeren meetgegevens van de verontreiniging**

Om een zo representatief mogelijk beeld te krijgen van de te verwachten immissieconcentraties tijdens een sanering ligt het voor de hand alle beschikbare gegevens over de verontreiniging in de berekening met DIVOCOS in te voeren. Immers, hoe meer gegevens worden gebruikt, des te beter worden, statistisch gezien, de concentraties berekend. Hierbij kunnen zich echter een aantal problemen voordoen.

Ten eerste kunnen delen van het terrein beter in kaart zijn gebracht dan andere, bijvoorbeeld als het aantal monsternamepunten in de verontreinigingskern veel groter is dan in de rest van het terrein. Het risico bestaat dan dat, als alle meetgegevens in DIVOCOS worden ingevoerd, de bijdrage vanuit de verontreinigingskern aan de berekende immissieconcentraties te zwaar wordt meegeteld en de immissie-concentraties dus worden overschat. In dat soort situaties kan beter een selectie worden toegepast op de beschikbare gegevens. Deze selectie moet zo worden uitgevoerd, dat een zo gelijkmatig mogelijke verdeling van meetgegevens over het hele saneringsterrein wordt verkregen.

Een voorbeeld is uitgewerkt in Figuur 7. In deze figuur is een terrein afgebeeld, dat verontreinigd is met ethylacetaat. In het terrein zijn de verontreinigingskern (gearceerd gebied) en de meetpunten (bolletjes) aangegeven. De bijbehorende analysegegevens zijn vermeld in Tabel 4. Uit de figuur blijkt dat de dichtheid van meetpunten binnen de verontreinigingskern groter is dan daarbuiten. Een meer gelijkmatige verdeling kan worden verkregen door in de berekening de gegevens van slechts 3 van de in totaal 9 meetpunten uit de verontreinigingskern mee te nemen.

Om te bepalen welke punten worden geselecteerd moeten de beschikbare meetgegevens van de monsternamepunten uit de verontreinigingskern worden gerangschikt, waarna bijvoorbeeld de hoogste, de laagste en de middelste waarde worden genomen (in dit geval zijn dat de waarden van de punten 3, 5 en 10). Een andere keuze is ook mogelijk (bijvoorbeeld de op één na hoogste, de op één na laagste en de middelste waarde oftewel de waarden van de punten 3, 11 en 12), zolang maar wordt gestreefd naar een enigszins gelijkmatige verdeling, zowel wat betreft de ligging van de punten als de hoogte van de meetwaarden.



Figuur 7. Voorbeeld van een te saneren terrein met daarop aangegeven de verontreinigings-kern (het gearceerde gebied) en de monsternamepunten. De meetgegevens zijn vermeld in Tabel 4.

Tabel 4. Concentratie ethylacetaat in bodemmonsters, afkomstig van het saneringsterrein afgebeeld in Figuur 7

Monster-namepunt	Diepte (m –mv)	Concentratie (mg kg <sup>-1</sup> )	Monster-namepunt	Diepte (m –mv)	Concentratie (mg kg <sup>-1</sup> )
1	2,4	2	8	2,5	2
2	2,2	3	9	2,5	370
3	2,8	400	10	1,8	3400
4	2,2	250	11	2,2	1600
5	2,2	75	12	1,7	80
6	1,7	550	13	2,2	800
7	2,5	5			

Een ander probleem kan zich voordoen als het aantal beschikbare gegevens zo groot is, dat het praktisch onuitvoerbaar wordt alle gegevens in de berekeningen te verwerken<sup>18</sup>.

Sommige saneringen worden namelijk vooraf gegaan door meerdere of door zeer uitgebreide bodemonderzoeken, waarbij een groot aantal bodem- en grondwatermonsters wordt genomen en geanalyseerd. Men kan dan uit praktische overwegingen besluiten om voor de berekeningen met DIVOCOS een selectie op de beschikbare gegevens toe te passen.

Bij het selecteren van meetgegevens kan dezelfde strategie worden toegepast als beschreven bij het hiervoor beschreven probleem (onregelmatig verdeelde monsternamenpunten), d.w.z. er moet gestreefd worden naar een zo gelijkmatig mogelijke verdeling van meetgegevens, zowel wat betreft de ligging van de punten als de hoogte van de meetwaarden. Daarbij kan als leidraad worden aangehouden dat de te selecteren gegevens in ieder geval een redelijk representatief beeld van de totale verontreiniging op het terrein moeten geven.

Daarnaast kan in gevallen, waar meetgegevens beschikbaar zijn uit een aantal bodemonderzoeken die in verschillende periodes zijn uitgevoerd, nog een tweede criterium worden gehanteerd, namelijk de 'leeftijd' van het meetresultaat. Daarbij geldt: hoe recenter de monsternamen en analyse zijn uitgevoerd, des te geschikter is het resultaat.

### **3.4.5 Proefsanering**

Een alternatief voor het gebruik van DIVOCOS om voorafgaand aan een sanering concentraties te schatten is het uitvoeren van een proefsanering op een (bij voorkeur representatief) deel van de saneringslocatie. In het algemeen heeft dit alleen zin bij grotere saneringen. Bij een proefsanering kan middels directe metingen worden vastgesteld in hoeverre er bij de 'echte' sanering sprake zal zijn van risico's voor omwonenden en passanten. Dit geeft in het algemeen meer zekerheid omtrent de tijdens de sanering te verwachten risico's dan het gebruik van het model.

Bedacht moet worden dat een proefsanering tijdrovend kan zijn en de nodige kosten met zich mee brengt.

## **3.5 Richtlijnen meetstrategieën**

De berekeningen met het model DIVOCOS hebben met name tot doel te bepalen of tijdens de sanering metingen moeten worden verricht van de concentraties vluchtige stoffen in de lucht in de omgeving van het saneringsterrein. Uitgangspunt daarbij is dat een meetcampagne alleen zinvol wordt geacht als de berekeningen aangeven dat de concentraties tijdens de sanering dusdanig hoog zijn dat er mogelijk gezondheidsrisico's voor omwonenden kunnen ontstaan.

In paragraaf 3.5.1 wordt uitgelegd hoe op basis van de resultaten van de berekeningen met DIVOCOS bepaald kan worden of en in welke vorm er gemeten dient te worden. Daartoe worden de berekende concentraties getoetst aan de grenswaarden uit het toxicologisch beoordelingskader. Dit kader wordt nader omschreven in paragraaf 3.6. De toxicologische grenswaarden worden ook weergegeven in het 'Input data-Compound' invoerscherm en in de Report file van de berekening.

---

<sup>18</sup> Men moet daarbij denken aan enkele tientallen tot meer dan honderd monsters.

In de paragrafen 3.5.2 t/m 3.5.4 wordt beschreven hoe een meetcampagne kan worden uitgevoerd en in paragraaf 3.5.5 wordt kort ingegaan op de keuze van de te gebruiken meetmethoden.

### 3.5.1 Vaststellen noodzaak en vorm meetprogramma

Bij de met DIVOCOS berekende immissieconcentraties wordt onderscheid gemaakt tussen:

- gemiddelde concentraties;
- 92-percentielen;
- 99,7-percentielen.

De gemiddelde concentraties hebben betrekking op het gemiddelde over een jaar, de 92-percentielen zijn de concentraties die niet meer dan ca. 700 uren (ofwel in totaal een maand) per jaar worden overschreden en 99,7-percentielen zijn de concentraties die niet meer dan 26 uren (ofwel in totaal ongeveer een dag) per jaar worden overschreden.

In het toxicologisch beoordelingskader wordt onderscheid gemaakt in langdurige blootstelling, middellange blootstelling en kortdurende blootstelling. Hiertoe worden chronische, middellange en korte termijn grenswaarden gebruikt, resp. aangeduid als 'chronic MRL', 'intermediate MRL' en 'acute MRL'.

Als pragmatische aanpak wordt ervoor gekozen de 99,7-percentielen te beschouwen als acute exposities en de desbetreffende getalswaarde daarom te vergelijken met de 'acute MRL'. Analooq daaraan worden de 92-percentielen vergeleken met de 'intermediate MRL' en de gemiddelde concentraties met de 'chronic' MRL.

Bij deze aanpak kan de volgende kanttekening worden gemaakt. Bij langdurige saneringen zullen de berekende concentraties een redelijk goed beeld geven van de werkelijke gemiddelde concentraties en percentielen. Bij kortdurende saneringen zal dat in het algemeen niet het geval zijn, omdat de meteorologie over de saneringsperiode kan afwijken van de langjarig gemiddelde meteorologie. De berekende concentraties moeten dan worden beschouwd als de orde-van-grootte waarden. De keuze om voor een risicobeoordeling voorafgaand aan een kortdurende sanering uit te gaan van jaargemiddelde concentraties en percentielen op jaarbasis is een pragmatische, ingegeven door het feit dat de meteorologische omstandigheden tijdens de saneringsperiode niet zijn te voorspellen. Daar kan nog bij worden aangetekend dat het vanwege blootstellingsduur bij kortdurende saneringen minder waarschijnlijk is dat gezondheidsschade zal optreden dan bij langdurige saneringen.

Om uit te leggen hoe bepaald kan worden of en in welke vorm een meetcampagne noodzakelijk is beginnen we met een situatie waarbij sprake is van een bodemverontreiniging met één stof of stofgroep<sup>4</sup>. Voor deze situatie moet eerst een berekening worden uitgevoerd met DIVOCOS volgens de procedures omschreven in paragraaf 3.2 t/m 3.4.

Vervolgens moet bepaald worden wat de afstand is tussen de rand van het saneringsterrein en de plaats(en) waar de hoogste mogelijke blootstelling door omwonenden verwacht wordt. In het algemeen zal de hoogste mogelijke blootstelling plaatsvinden bij de dichtstbijzijnde woning(en) en moet dus de afstand van de rand van het saneringsterrein tot deze woning(en) worden bepaald.

Daarna worden bij deze afstand de berekende immissieconcentraties (gemiddelde, 92-percentiel en 99,7-percentiel) afgelezen uit de 'Air concentration Graph' of uit de Report file. Die concentraties worden gedeeld door de toxicologische grenswaarden, waarbij

- de gemiddelde concentratie moet worden gedeeld door de 'chronic MRL';
- het 92-percentiel moet worden door de 'intermediate MRL';
- het 99,7-percentiel moet worden door de 'acute MRL'.

Op deze wijze worden drie dimensieloze quotiënten berekend, die de verhouding van de gemeten concentraties tot de bijbehorende toxicologische grenswaarden weergeven.

Voor elk van de drie te toetsen grenswaarden kan dan sprake zijn van één van de volgende situaties:

1. De berekende immissieconcentratie ligt ruim beneden de bijbehorende toxicologische grenswaarde. Met ruim wordt hier bedoeld dat het quotiënt van de berekende immissieconcentratie en de bijbehorende MRL lager is dan 0,2.
2. De berekende immissieconcentratie ligt wel beneden de bijbehorende toxicologische grenswaarde, maar niet ruim. Als richtlijn kan worden gehanteerd dat het quotiënt van de berekende immissieconcentratie en de bijbehorende MRL ligt tussen 0,2 en 1.
3. De immissieconcentratie ligt boven de bijbehorende toxicologische grenswaarde, d.w.z. het quotiënt van de berekende immissieconcentratie en de bijbehorende MRL is hoger dan 1.

Voor de meeste stoffen ontbreken één of meer grenswaarden. In die gevallen kan de gebruiker ófwel zelf een grenswaarde vaststellen (hiervoor wordt verwezen naar paragraaf 3.6.1) ófwel besluiten geen toetsing op die grenswaarde uit te voeren. Het is dus mogelijk dat een toetsing wordt uitgevoerd op alle drie de berekende concentraties (gemiddelde, 92-percentiel en 99,7-percentiel), maar ook op één of twee daarvan. Bij voorkeur wordt op meer dan één concentratie getoetst.

Bij deze toetsing dient rekening gehouden te worden met het soort effect dat de stof veroorzaakt. Voor een stof waarvan men bij een kortdurende blootstelling aan een hoge concentratie gezondheidseffecten ondervindt, maar bij langdurige blootstelling aan een lage concentratie niet (voorbeelden hiervan zijn methyleenchloride en acroleïne), is een toetsing op het 99,7-percentiel minimaal vereist en is een toetsing op de gemiddelde concentratie minder urgent. Het omgekeerde geldt voor een stof waarvan men vooral bij langdurige blootstelling aan een relatief lage concentratie gezondheidseffecten zal ondervinden, bijvoorbeeld doordat de stof zich ophoopt in het lichaam, terwijl zich bij kortdurende blootstelling geen effecten voordoen (voorbeelden hiervan zijn  $\beta$ -hexachloorcyclohexaan, benzeen, kwik, en diverse carcinogene stoffen zoals de PAK's).

Als er op meer dan één concentratie wordt getoetst, kunnen de quotiënten van de afzonderlijke vergelijkingen worden gemiddeld, mits ze niet te ver uit elkaar liggen. Als bijvoorbeeld het quotiënt van de gemiddelde concentratie en de 'chronic MRL' 0,23 bedraagt en dat van het 99,7-percentiel en de 'acute MRL' 0,15, dan is het gemiddelde quotiënt 0,19 en heeft men te maken met situatie 1 (de berekende concentraties liggen ruim beneden de toxicologische grenswaarden). Deze redenering gaat echter niet op als de quotiënten te ver uit elkaar liggen, bijvoorbeeld als het quotiënt van de gemiddelde concentratie en de 'chronic MRL' 0,37 bedraagt en dat van het 99,7-percentiel en de 'acute

MRL' 0,01. In dat geval zal van de hoogste berekende verhouding moet worden uitgegaan (veilige benadering) en heeft men te maken met situatie 2.

Hieronder wordt aangegeven hoe de gebruiker, afhankelijk van met welke van de drie beschreven situaties men te maken heeft, kan bepalen of en in welke vorm er gemeten dient te worden:

1. In deze situatie is er hoogst waarschijnlijk geen sprake van enig risico. Het is dan niet nodig om tijdens de sanering metingen te verrichten van de concentraties van de betreffende stof in de lucht rondom het saneringsterrein. Niettemin kan toch overwogen worden een beperkt meetprogramma zoals beschreven in paragraaf 3.5.2 uit te voeren. De belangrijkste reden daarvoor is dat omwonenden zich geruster zullen voelen als met metingen wordt aangetoond dat ze geen risico's lopen. Bij zeer kortdurende saneringen en complexe situaties, waarvan in paragraaf 3.3.13 enkele voorbeelden zijn gegeven, kan de onzekerheid in de uitkomsten van de modelberekeningen een reden vormen een beperkt meetprogramma uit te voeren.
2. Er zou dan sprake kunnen zijn van een risico, maar gelet op de onzekerheden in de modelberekeningen is dit risico moeilijk in te schatten. Een beperkt meetprogramma is dan zeker gewenst. Daarnaast kan overwogen worden een uitgebreid meetprogramma zoals omschreven in paragraaf 3.5.3 uit te voeren, waarbij weer dezelfde argumenten als beschreven onder 1 kunnen worden aangevoerd (geruststellend effect; onzekerheid bij complexe situaties).
3. In deze situatie is de kans groot dat er een risico is, ook al moet hier eveneens bij worden opgemerkt dat door de onzekerheden in de modelberekeningen dit risico moeilijk is in te schatten. Een compleet meetprogramma, bestaande uit het beperkte plus het uitgebreide meetprogramma is dan gewenst. Bovendien is het aan te bevelen zich voorafgaand aan de sanering te bezinnen op maatregelen. Hier wordt in paragraaf 3.7 op teruggekomen.

Vanwege alle onzekerheden die kleven aan de berekening met DIVOCOS, moeten de grenzen van 0,2 en 1 als indicatief worden beschouwd. Hiermee wordt bedoeld dat ook andere overwegingen mee kunnen spelen bij het bepalen met welke situatie men te maken heeft. Een voorbeeld: van een stof is berekend dat het quotiënt van de gemiddelde concentratie en de 'chronic MRL' 0,3 bedraagt. Volgens het schema zou men dan te maken hebben met situatie 2, waarbij het gewenst is minimaal een beperkt meetprogramma uit te voeren. De sanering blijkt echter kort te duren (bijvoorbeeld een week), zodat ook de potentiële blootstelling van beperkte duur is vergeleken met de periode waarvoor de 'chronic MRL' geldig is (namelijk levenslang). In dat geval kan besloten worden toch geen meting uit te voeren.

Ook technische beperkingen bij het uitvoeren van metingen kunnen in de afwegingen worden meegenomen.

Tot nu toe zijn we uitgegaan van een bodemverontreiniging met één vluchtige stof. In de meeste gevallen heeft men met meer vluchtige stoffen te maken. De gebruiker zal dan voor elk van de stoffen de toetsing moeten uitvoeren volgens bovenstaand schema. Hieruit zou kunnen volgen, dat voor de ene stof situatie 1 (waarschijnlijk geen sprake van enig risico) geldt en voor de andere stof situatie 3 (waarschijnlijk groot risico). De eerstgenoemde stof

hoeft dan niet gemeten te worden, terwijl voor de tweede stof een compleet meetprogramma gewenst is. Als beide stoffen echter tegelijkertijd met dezelfde methode kunnen worden gemeten (dit geldt bijvoorbeeld voor een groot aantal vluchtige organische stoffen), dan ligt het voor de hand om ook de eerstgenoemde stof in het complete meetprogramma op te nemen.

Ook kan, als voor meerdere stoffen in een verontreiniging is bepaald dat een meetcampagne noodzakelijk is, één van deze stoffen worden gebruikt als indicatorcomponent, zodat niet elke stof gemeten hoeft te worden. In paragraaf 3.5.4 wordt hier nader op ingegaan. Voorwaarden daarbij zijn dat de stoffen qua fysisch-chemisch gedrag op elkaar lijken en dat de verontreiniging voor elke stof ongeveer hetzelfde ruimtelijk patroon vertoont.

### **3.5.2 Beperkt meetprogramma**

Een beperkt programma bestaat uit metingen van gemiddelde concentraties van één of meer van de vrijkomende stoffen in de lucht over de hele saneringsperiode op enkele locaties rondom het saneringsterrein. Het aantal meetpunten en de meetperiode hangen af van de omvang van de sanering en van de gebruikte meetmethode. Voor een groot aantal stoffen kunnen passieve samplers worden gebruikt waarmee enkele weken tot een maand onafgebroken bemonsterd kan worden. Na afloop van de bemonstering worden de samplers geanalyseerd en wordt op basis van het analyseresultaat de gemiddelde concentratie over de bemonsteringsperiode berekend. Bij saneringen die langer dan een maand duren ligt het voor de hand de meetperiode te splitsen in meerdere opeenvolgende perioden van elk enkele weken tot een maand. Er zijn echter ook methoden, waarbij vaker (meestal dagelijks) monsters verwisseld moeten worden.

Het aantal meetpunten hangt af van de omvang van het saneringsterrein en de situatie (ligging woonwijk e.d.). Globaal kan als richtlijn worden gehanteerd dat er minimaal 4 meetpunten nodig zijn (bij kleine terreinen, met een oppervlakte van minder dan 2000 m<sup>2</sup>), ongeveer gelijkmatig verdeeld over de vier windrichtingen. Bij grotere terreinen zal het aantal meetpunten in de regel eerder 6 tot 8 bedragen. De meetpunten moeten bij voorkeur aan de rand van het terrein liggen en in ieder geval tussen de dichtstbijzijnde bebouwing en de saneringslocatie. Het exacte aantal meetpunten en de ligging ervan zullen echter per sanering moeten worden bekeken. In het geval dat zich bijvoorbeeld slechts aan één zijde van de saneringslocaties woonhuizen bevinden, zou er voor gekozen kunnen worden aan die kant iets meer en aan de andere zijden minder meetinstrumenten te plaatsen.

De gemeten gemiddelde concentraties worden getoetst op basis van de grenswaarden voor middellange of langdurige blootstelling uit het toxicologisch beoordelingskader. In paragraaf 3.6.2 wordt uitgelegd hoe dit dient te gebeuren.

### **3.5.3 Uitgebreid meetprogramma**

Bij een uitgebreid meetprogramma worden benedenwinds van de saneringsactiviteiten continue concentratiemetingen verricht (monitoring) met als doel piekconcentraties vast te stellen en deze te toetsen op de van toepassing zijnde grenswaarden. Een uitgebreid meetprogramma wordt altijd uitgevoerd in combinatie met een beperkt meetprogramma. De continue metingen moeten zodanig worden uitgevoerd dat uurgemiddelde concentraties van de vrijkomende componenten kunnen worden bepaald. Een kortere meet- of



bemonsteringstijd, bijvoorbeeld 15 minuten, is ook mogelijk, maar dan moeten voor de toetsing op grenswaarden de gemeten concentraties tot uurgemiddelde waarden worden omgerekend. Men kan er daarbij ook voor kiezen glijdende uurgemiddelde concentraties te berekenen.

De uurgemiddelde waarden kunnen getoetst worden aan zogenaamde signaalwaarden, die zijn afgeleid uit de 'acute MRL' waarden. In paragraaf 3.6.2 wordt uitgelegd hoe die toetsing dient te worden uitgevoerd. Bij overschrijdingen kunnen zo nodig direct maatregelen worden getroffen zoals stoppen met de ontgraving, afdekken van de werkput of tijdelijke evacuatie van omwonenden.

In de regel zal het bij langdurige saneringen om praktische en financiële redenen niet mogelijk zijn om gedurende de hele sanering te monitoren. Overwogen kan worden de continue concentratiemetingen alleen in het begin van de sanering uit te voeren en te stoppen als blijkt dat uit de metingen, in combinatie met de modelberekeningen, volgt dat de risico's beperkt zijn en zullen blijven. Ook zou alleen gemonitord kunnen worden in de periode waarin de hoogste concentraties worden verwacht (bv. als een bepaalde, sterk verontreinigde laag of een verontreinigingskern wordt afgegraven of bij warm, windstil weer). Dit zal per sanering bekeken moeten worden.

### 3.5.4 Keuze van de te meten componenten

Bij de meeste saneringen heeft men met meerdere vluchtige stoffen te maken. In paragraaf 3.5.1 is al aangegeven dat het in het algemeen niet nodig zal zijn om van alle stoffen die in de bodemverontreiniging zijn aangetroffen de concentraties in de lucht te meten. Men kan de metingen beperken tot één of enkele van deze stoffen die dan tevens als indicator dienen voor de andere componenten. Zoals gezegd moet een stof die als indicator wordt gekozen qua fysisch-chemisch gedrag lijken op de stoffen die zij 'vertegenwoordigt'. Ook moet de verontreiniging voor elk van deze stoffen, inclusief de indicator, ongeveer hetzelfde patroon vertonen, d.w.z. dat de stoffen in ongeveer dezelfde verhouding voorkomen in de bodem- en grondwatermonsters die op diverse plaatsen op het terrein zijn genomen. Bij een verontreiniging met minerale olie kan bijvoorbeeld benzeen als indicator voor de lichte aromatische fractie (C5-C7 en C7-C8) worden gebruikt.

Het ligt voor de hand om van een groep stoffen die aan deze voorwaarden voldoen, die stof als indicator te kiezen waarvan uit de modelberekeningen met DIVOCOS is gebleken dat ze het grootste risico vormt oftewel waarvoor het quotiënt van de berekende immissieconcentratie en de bijbehorende grenswaarde het hoogst is. Immers, als de metingen aangeven dat van die stof de grenswaarde niet wordt overschreden, dan zal dat voor de andere vrijkomende stoffen waarschijnlijk ook niet gebeuren. En als de grenswaarde van de indicatorstof wel wordt overschreden zullen er, ongeacht of de concentraties van de andere vrijkomende stoffen wel of niet boven hun grenswaarde komen, maatregelen moeten worden genomen.

Een ander aspect dat meespeelt bij de keuze van een stof tot indicator is de beschikbaarheid van betrouwbare en betaalbare meetmethoden voor die stof.

### 3.5.5 Meetmethoden

Dit protocol bevat geen uitputtend overzicht van alle mogelijke meetmethoden die gebruikt kunnen worden om concentraties in de lucht te meten van de in DIVOCOS opgenomen

stoffen. In het algemeen zullen de metingen worden uitgevoerd door een instantie of een ingenieursbureau waar voldoende kennis en ervaring aanwezig is om de meeste geschikte methode(n) te kiezen. De gebruiker zal de keuze van de methode(n) in overleg met de metende instantie moeten bepalen.

Van enkele veel toegepaste meetmethoden wordt in Bijlage 8 een korte beschrijving gegeven.

## 3.6 Toxicologisch beoordelingskader

### 3.6.1 Beschrijving van het kader

Voor wat betreft de risicobeoordeling is het zinvol onderscheid te maken tussen acute, middellange en langdurige blootstelling. In de wettelijke normstelling voor chemische stoffen is het gebruikelijk *chronische* grenswaarden af te leiden. De Acceptable Daily Intake (ADI) bijvoorbeeld is voor de orale route de grenswaarde voor levenslange blootstelling. Ook voor de inhalatoire route hebben de wettelijk vastgelegde grenswaarden voor de algemene bevolking meestal betrekking op langdurige blootstelling. De Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL), die door het RIVM voor een groot aantal stoffen is afgeleid ten behoeve van de afleiding van Bodem-interventiewaarden, is de concentratie in lucht waaraan een mens gedurende zijn hele leven mag worden blootgesteld zonder dat daarvan schade voor de gezondheid zal ontstaan.

Naast deze Nederlandse grenswaarden bestaan er ook andere bekende advieswaarden voor levenslange blootstelling. Ook bestaan er advieswaarden voor blootstellingen die van kortere duur zijn dan levenslang, afgeleid door diverse buitenlandse instanties. Voor dit protocol zijn de zgn. *Minimal Risk Levels* (MRLs) het meest relevant. Deze MRLs zijn door de Amerikaanse ATSDR (zie voetnoot 6 in paragraaf 3.3.7) afgeleid voor chemische stoffen die kunnen voorkomen als bodemcontaminanten. MRLs worden, indien daarvoor voldoende gegevens zijn, afgeleid voor zowel de orale route als de inhalatoire. Qua blootstellingsduur zijn de volgende MRLs te onderscheiden:

- *acute* MRLs: bedoeld voor blootstellingen met een duur van maximaal 14 dagen;
- *intermediate* MRLs: bedoeld voor blootstellingen met een duur van maximaal 1 jaar;
- *chronic* MRLs: bedoeld voor levenslange blootstellingen

Voor dit protocol zijn alleen inhalatoire MRLs van belang. Over de methode die de ATSDR gebruikt voor het afleiden van de MRLs is enige nadere informatie te vinden in Bijlage 5. Een overzicht van alle door de ATSDR afgeleide MRLs is te vinden op de Internetsite van de organisatie: <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html>.

Een andere bekende instantie die een groot aantal chronische grenswaarden heeft afgeleid is de US-EPA<sup>19</sup>. Deze grenswaarden worden *Reference Concentrations* (RfC) genoemd. RfC-waarden zijn te vinden in IRIS<sup>20</sup>, de stoffendata-base van de US-EPA. De IRIS-file geeft zowel de chronische orale grenswaarde (Reference Dose, RfD) voor de stof in kwestie als de chronische inhalatoire grenswaarde (RfC). Daarnaast maakt een evaluatie van de carcinogeniteit van de stof deel uit van de IRIS-file. IRIS-files zijn te vinden op het volgende Internetadres: <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/index.html>.

<sup>19</sup> United States Environmental Protection Agency.

<sup>20</sup> Integrated Risk Information System.

### *Chronische grenswaarden*

Qua gezondheidkundige betekenis staan de TCL, de 'chronic MRL' en de RfC op één lijn; alle drie gelden voor de algemene bevolking en voor levenslange blootstelling. Bij de selectie van chronische grenswaarden voor dit toxicologisch beoordelingskader is uitgegaan van het volgende principe:

- Als er van een stof of stofgroep die in DIVOCOS is opgenomen een TCL is afgeleid door het RIVM, dan wordt die TCL gebruikt als chronische grenswaarde. Voor een aantal stoffen bestaat een 'voorlopige TCL' of een op 'ad hoc basis afgeleide TCL'. Dit zijn 'snelle waarden' die gebaseerd zijn op beperkt literatuuronderzoek en die bijgevolg minder betrouwbaar zijn dan de reguliere waarden. Desondanks wordt aan deze waarden de voorkeur gegeven boven eventueel beschikbare andere grenswaarden zoals de chronic MRL of RfC (reden: deze andere grenswaarden zijn meegenomen in de 'ad hoc' afleiding door het RIVM).
- Is er geen TCL afgeleid, dan wordt de door de ATSDR afgeleide 'chronic MRL' gebruikt, mits die beschikbaar is.
- Is er noch een TCL noch een 'chronic MRL' bekend, dan wordt de RfC gebruikt, mits die is afgeleid.
- Voor de stoffen waarvoor ook geen RfC is afgeleid, dienen andere bronnen geraadpleegd te worden om te bepalen of er mogelijk een andere chronische grenswaarde beschikbaar is. Uit de huidige stoffenlijst is er voor drie gevallen een bruikbare grenswaarde gevonden, resp. een advieswaarde van de WHO, een door de Duitse overheid gehanteerde chronische grenswaarde en een grenswaarde voor de buitenlucht, gedefinieerd vanuit het Nederlandse luchtkwaliteitsbeleid.

### *Korte en middellange termijn grenswaarden*

Behalve 'intermediate MRL' en 'acute MRL' waarden van de ATSDR bestaan er geen programma's waarin op systematische wijze grenswaarden voor middellange en korte termijn blootstelling voor de gehele bevolking afgeleid worden. Daarom worden in het toxicologisch beoordelingskader vrijwel uitsluitend de waarden van de ATSDR gebruikt. De enige uitzondering is de korte termijn grenswaarde voor acroleïne die is gebaseerd op een grenswaarde voor incidenteel optredende hoge concentraties, die wordt gehanteerd in het Nederlandse luchtkwaliteitsbeleid.

Het zij nog opgemerkt dat de risicobeoordeling in het huidige kader is gericht op de algemene bevolking. De aard van deze beoordeling wordt wel aangeduid als *preventief*. De preventieve risicobeoordeling heeft een eigen instrumentarium dat onderscheiden moet worden van dat voor de calamiteitsgerichte risicobeoordeling. In de preventieve risicobeoordeling worden veiligheidsmarges ingebouwd, wat voortvloeit uit de specifieke doelstelling van deze advisering: beleidsondersteuning en wettelijke toelatingen. Toxicologische grenswaarden zoals de TCL en de MRL waarden van de ATSDR vormen hierbij een belangrijk instrument. Ook voor calamiteitgerichte advisering bestaan grenswaarden. In Nederland worden zgn. Rampeninterventiewaarden afgeleid welke bedoeld zijn als richtlijn voor bevoegde autoriteiten om maatregelen te treffen bij (chemische) calamiteiten waarbij omwonenden *eenmalig* gedurende korte tijd (*maximaal één uur*) worden blootgesteld. Deze grenswaarden zijn dan ook meestal aanzienlijk hoger dan de 'acute MRL' waarden.

Voor het huidige protocol wordt uitgegaan van de preventieve grenswaarden, omdat niet kan worden uitgesloten dat omwonenden tijdens een sanering meerdere malen gedurende korte tijd (in totaal meer dan een uur) worden blootgesteld aan piekconcentraties.

#### *Overzicht van de grenswaarden in het protocol*

In Tabel B3.1 in Bijlage 3 zijn van alle stoffen en stofgroepen de chronische, middellange en korte termijn grenswaarden vermeld. Bij de chronische grenswaarden is tevens de herkomst aangegeven, d.w.z. uit welke literatuurbron en van welke instantie de waarde afkomstig is. De middellange en korte termijn grenswaarden zijn op één na alle afkomstig van de ATSDR.

In dit protocol worden, conform de terminologie van de ATSDR, de chronische, middellange en korte termijn grenswaarden steeds aangeduid als 'chronic MRL', 'intermediate MRL' en 'acute MRL'.

#### *Wat te doen als een grenswaarde ontbreekt?*

Zoals in paragraaf 3.5.1 al is aangegeven, ontbreken voor de meeste stoffen in Tabel B3.1 één of meer grenswaarden. In die gevallen kan de gebruiker ófwel zelf een grenswaarde vaststellen ófwel besluiten geen toetsing op die grenswaarde uit te voeren. Het laatste aspect – wel of geen toetsing – is behandeld in paragraaf 3.5.1.

Als een toetsing op een zekere grenswaarde noodzakelijk wordt geacht en deze niet is te vinden in Bijlage 3, kan een ad hoc grenswaarde worden afgeleid bijvoorbeeld op basis van een MAC-waarde. Deze dient dan wel eerst geëxtrapoleerd te worden vanuit de expositie onder arbeidsomstandigheden – waar MAC-waarden voor zijn bedoeld – naar de expositie van de algemene bevolking.<sup>21</sup> Een andere manier om een inhalatoire grenswaarde af te leiden is door middel van *route-to-route* extrapolatie van een orale grenswaarde<sup>22</sup>. Hierbij wordt aangenomen dat een blootstelling aan een zekere dosis van een stof via de orale route hetzelfde effect teweegbrengt als via de inhalatoire route. De juistheid van deze aanname is onder meer afhankelijk van de omzettingroutes van de stof in het lichaam. Rond deze aanname bestaat altijd de nodige onzekerheid.

Als ook een MAC-waarde of een orale grenswaarde ontbreken is de enige optie die overblijft een uitspraak op basis van structuurverwantschap met toxicologisch beter onderzochte stoffen.

---

<sup>21</sup> Als op basis van een MAC-waarde een ad hoc chronische grenswaarde wordt afgeleid zal de extrapolatie naar de algemene bevolking inhouden:

- extrapolatie van 40 uur per week gedurende een arbeidsleven van 40 jaar naar 168 uur per week gedurende een heel leven van 70 jaar (factor 7,4);
- extrapolatie van gezonde werknemers naar gevoelige groepen in de algemene bevolking (toepassen veiligheidsfactor 10).

Bij het gebruik van MAC-waarden dient overigens rekening gehouden te worden met de aard van het gezondheidseffect waarop de MAC-waarde is gebaseerd. Zo is het voor directe effecten op de luchtwegen (irritatie) niet reëel om het blootstellingsniveau lineair te verminderen met de bovengenoemde factor 74 omdat het bekend is dat voor deze soort effecten een dergelijke lineaire terugrekening een overschatting van het risico inhoudt.

<sup>22</sup> Een orale grenswaarde wordt meestal uitgedrukt als de hoeveelheid van een stof per kg lichaams-gewicht die een persoon dagelijks mag binnen krijgen. Door deze hoeveelheid te vermenigvuldigen met 70 (gemiddeld gewicht van een volwassene) en vervolgens te delen door 28,8 (gemiddelde hoeveelheid lucht die per dag wordt ingeademd, uitgaande van een ademminuutvolume van 20 l min<sup>-1</sup>) kan een inhalatoire grenswaarde worden berekend.

Een gebruiker die geen of onvoldoende toxicologische kennis heeft dient voor het afleiden van ad hoc grenswaarden advies in te winnen bij een Medisch Milieukundige of een medewerker medische milieuzaken van de GGD. Deze kunnen zelf ad hoc grenswaarden afleiden of eventueel het RIVM raadplegen voor advies.

Het staat een gebruiker ook vrij om voor stoffen waar wel een grenswaarde voor is opgenomen in Tabel B3.1 toch een andere grenswaarde te hanteren, bijvoorbeeld als men om een of andere reden een strengere of juist minder strenge norm wil hanteren. Uiteraard moet zo'n keuze dan goed onderbouwd worden.

#### *Combinaties van stoffen*

Wanneer, zoals vaak het geval zal zijn, meerdere stoffen tegelijkertijd aanwezig zijn moet overwogen worden of het aannemelijk is dat deze stoffen elkaars toxicologische werking beïnvloeden (synergisme dan wel antagonisme). Het totale mengsel zou schadelijke effecten kunnen veroorzaken bij concentraties waarbij de afzonderlijke stoffen dit niet doen. De resultaten van het relatief schaarse onderzoek op dit terrein van de mengseltoxicologie wijzen erop dat bij lage blootstellingsniveaus (d.w.z. ruim beneden de niveaus waar de individuele stoffen toxische effecten veroorzaken) geen interactie te verwachten is. Voor stoffen waarvan bekend is dat ze eenzelfde toxicologische werking hebben (hetzelfde doelorgaan, bijvoorbeeld cholinesteraseremmers) wordt vaak de zgn. Hazard Index toegepast. Dit houdt in additie van effecten. De Hazard Index voor een stof is de blootstelling gedeeld door de grenswaarde (geeft dus dat deel van de grenswaarde aan dat opgevuld is in de desbetreffende situatie). Additie van effecten wordt verwerkt door deze index te sommeren voor de stoffen waarvan wordt aangenomen dat ze eenzelfde toxische werking hebben. Is de resulterende som-index groter dan 1, dan is er sprake van een risico. De methode van de Hazard Index is ontwikkeld door de US-EPA en wordt beschreven in de *Guidelines for the Health Risk assessment of Chemical mixtures* uit 1986.<sup>23</sup> De Hazard Index-methode kan worden gebruikt voor verwante chemische stoffen waar die in de desbetreffende blootstellingssituatie eenzelfde soort effect kunnen produceren. Voor BTEX (benzeen, toluen, ethylbenzeen en xylenen) bijvoorbeeld zou deze methode kunnen worden toegepast waar het gaat om situaties waarin de acute neurotoxiciteit van deze stoffen de kritische factor is. Dit laat onverlet dat het toxicologische profiel van benzeen, toluen, ethylbenzeen en xylenen op andere punten heel verschillend is (bv. voor wat betreft carcinogeniteit).

Omdat het te ver voert om in dit protocol alle mogelijke combinaties van stoffen met eenzelfde soort effect op te nemen en omdat bij het vaststellen van de mate van risico's zoals omschreven in paragraaf 3.5.1 al ruime marges worden gehanteerd, wordt het niet noodzakelijk geacht de Hazard Index-methode in dit protocol toe te passen. Het staat de gebruiker echter vrij dit alsnog te doen.

### **3.6.2 Gebruik van het beoordelingskader tijdens een sanering**

Zoals eerder duidelijk is gemaakt, wordt het in de vorige paragraaf beschreven toxicologisch beoordelingskader voor twee doeleinden gebruikt. Ten eerste om voorafgaand aan de sanering de met DIVOCOS berekende concentraties te toetsen en op grond daarvan

---

<sup>23</sup> De US-EPA werkt aan een herziening van deze guidelines (external review draft d.d. april 1999).

te bepalen of en in welke vorm tijdens de sanering gemeten moet worden. Ten tweede om tijdens de saneringsactiviteiten de gemeten concentraties te toetsen met als doel de actuele risico's voor de gezondheid van omwonenden in te schatten en indien nodig nadere maatregelen te treffen.

De toetsing voorafgaand aan de sanering is beschreven in paragraaf 3.5.1, de toetsing tijdens de sanering komt in deze paragraaf aan bod.

Tijdens de saneringsactiviteiten kunnen, afhankelijk van het meetprogramma, concentraties worden bepaald met een zekere middelingstijd. Deze middelingstijd kan variëren van een uur (bij een uitgebreid meetprogramma) tot een maand (bij een beperkt meetprogramma). De middelingstijd hangt af van de duur van de sanering, de gebruikte meetmethode en de ernst van de situatie. Welke grenswaarde uit het beoordelingskader wordt gebruikt om een gemeten concentratie te toetsen hangt samen met de middelingstijd van de gemeten concentratie. Daarbij kunnen de volgende richtlijnen worden aangehouden:

- gemiddelde concentraties over meer dan een maand: toetsen op basis van de 'chronic MRL'
- gemiddelde concentraties over meer dan een dag tot een maand: toetsen op basis van de 'intermediate MRL'
- gemiddelde concentraties over enkele uren tot een dag: toetsen op basis van de 'acute MRL'
- uurgemiddelde concentraties: toetsen op basis van de *signaalwaarde* die gedefinieerd is als drie maal de 'acute MRL'<sup>24</sup>.

Deze richtlijnen zijn gebaseerd op een zeer veilige benadering. De acute MRL is bijvoorbeeld geldig voor een (eenmalige) blootstellingsduur tot 14 dagen, terwijl de te toetsen concentraties in deze richtlijnen betrekking hebben op enkele uren tot een dag. In het algemeen zal een lichte overschrijding van een acute MRL gedurende een dag dan ook niet direct tot risico's hoeven te leiden. Eenzelfde redenering kan worden toegepast op de andere grenswaarden.

De *signaalwaarde* kan worden gebruikt om tijdens de sanering direct maatregelen te treffen om de emissie te beperken, namelijk als de gemeten uurgemiddelde concentratie de signaalwaarde overschrijdt. Daarbij moet worden bedacht dat een eenmalige lichte overschrijding van de signaalwaarde niet direct tot risico's hoeft te leiden, zeker niet als gedurende het uur er voor en er na de concentratie aanmerkelijk onder de signaalwaarde ligt. Als er echter een forse overschrijding wordt waargenomen of een overschrijding meer dan een uur duurt, moeten maatregelen worden getroffen. Dit kunnen emissiebeperkende maatregelen zijn, maar ook tijdelijke evacuatie van omwonenden die worden blootgesteld. In paragraaf 3.7 worden mogelijke maatregelen besproken.

De andere grenswaarden kunnen in het algemeen niet worden gebruikt om tijdens de sanering direct maatregelen te treffen, omdat de meetwaarden pas na de meetperiode – en soms nog later – bekend zijn en de toetsing pas dan kan worden uitgevoerd. Als het gaat om

<sup>24</sup> De keuze om drie maal de 'acute MRL' te hanteren als *signaalwaarde* is tot op zekere hoogte arbitrair. De vermenigvuldigingsfactor 3 is vastgesteld op basis van verkennende berekeningen met de gegevens uit de onderliggende toxicologische experimenten die door de ATSDR zijn gebruikt voor de vaststelling van de 'acute MRL'. Deze verkennende berekeningen zijn verricht voor een aantal van de stoffen uit de lijst in Bijlage 3. Voor deze stoffen bleek de verhouding tussen de 'ideale signaalwaarde' afgeleid uit de toxicologische experimenten en de 'acute MRL' te variëren van 3 tot bijna 10. Vanuit een pragmatische en conservatieve benadering is er vervolgens voor gekozen om voor alle stoffen de factor 3 te hanteren.

een meetperiode van enkele uren of een dag (toetsing op de 'acute MRL') en er blijkt een overschrijding te zijn, kunnen nog wel maatregelen worden genomen voordat de sanering verder wordt voortgezet zodat verdere blootstelling wordt beperkt. Echter, als het gaat om een meetperiode van enkele weken tot een maand (beperkt meetprogramma) kan de toetsing pas na die periode worden uitgevoerd en heeft de blootstelling al plaatsgevonden. In dat geval kunnen de gemeten concentraties worden gebruikt om een actuele risicoschatting te maken en adequate voorlichting over eventuele gezondheidsrisico's te geven aan de bevolking.

Het zij opgemerkt dat – vanwege de gehanteerde toetsing voorafgaand aan de sanering en de veilige marges die daarbij in acht worden genomen – de kans klein geacht dat de gemeten gemiddelde concentraties over enkele weken tot een maand de (chronische) grenswaarden zullen overschrijden, behalve als men te maken heeft met situatie 3 uit paragraaf 3.5.1. In dat geval worden er echter ook kortdurende metingen verricht tijdens de sanering en kunnen op basis daarvan tijdig maatregelen worden genomen bij gebleken overschrijdingen.

Het is aan te bevelen om voorafgaand aan een sanering met alle betrokken partijen duidelijke afspraken te maken over het gebruik en de hoogte van signaalwaarden en andere grenswaarden, op basis waarvan mogelijk besloten wordt maatregelen te treffen. In paragraaf 3.8.2 wordt hier nader op ingegaan.

### 3.6.3 Algemene opmerkingen

Zoals boven reeds aangeduid, is de toetsing met behulp van MRL's een *screening* op mogelijke gezondheidseffecten: wanneer de MRL's overschreden worden houdt dit niet automatisch in dat er gezondheidseffecten zullen optreden, zeker wanneer de overschrijding relatief gering is of van beperkte duur. Bij de vaststelling van grenswaarden worden immers de nodige veiligheidsmarges gehanteerd. Deze beperkingen van het in dit protocol gehanteerde beoordelingskader zijn inherent aan het gebruik van toxicologische grens- of advieswaarden zoals dat nationaal en internationaal gangbaar is in de preventieve risicobeoordeling.

Het produceren van een zo goed mogelijke schatting van het actuele risico met behulp van meer geavanceerde risicoschattingmethoden zoals bijvoorbeeld PBPK-modellering is iets waarvoor een stof- en situatie-specifieke analyse nodig zou zijn (aan de blootstellingskant zowel als aan de effectenkant). Zo'n exercitie is zeer bewerkelijk en binnen het huidige kader is dat geen werkbare optie. Gezien de pragmatische keuzen die gemaakt worden in de blootstellingsschatting met DIVOCOS ligt een dergelijke diepgaande data-analyse gericht op toxicologische effectschatting ook niet voor de hand.

Tot slot wordt erop gewezen dat welke optie ook gekozen wordt bij de indicatieve risicobeoordeling in het huidige kader, het steeds van belang is van geval tot geval te bezien in hoeverre een grens- of advieswaarde zinvol toepasbaar is op het saneringsgeval in kwestie. Zeker voor de stoffen waarvoor geen inhalatoire MRL beschikbaar is, is niet te ontkomen aan daadwerkelijke evaluatie van de voor de stof in kwestie beschikbare toxicologische informatie. Het gaat er dan om te bepalen hoe uit de waarschijnlijk (zeer) beperkte data een indicatie verkregen kan worden over wat een bruikbare richtwaarde is voor de risicobeoordeling. Ten aanzien van vraagstellingen van deze aard heeft het RIVM

in Nederland een ondersteunende taak ten behoeve overheidsinspecties en gezondheidsdiensten. Deze expertise kan indien nodig worden ingeschakeld. Dit dient te gebeuren via de reguliere kanalen (zie ook de opmerking over 'ontbrekende stoffen' in paragraaf 3.3.7).

### 3.6.4 Stankhinder en geurdrempels

Behalve gezondheidsrisico's kan ook stankhinder een punt van aandacht zijn bij een bodemsanering waarbij vluchtige stoffen vrijkomen. Het ervaren van stankhinder kan leiden tot klachten van omwonenden en ook tot ongerustheid over mogelijke gezondheidsrisico's. Ernstige stankoverlast kan zelfs tot gezondheidklachten leiden (denk aan hoofdpijn, slechte slapen e.d.), ook al worden die niet veroorzaakt door een toxicologisch effect. Van een aantal stoffen ligt de geurdrempelwaarde (de concentratie waarbij de stof met de neus wordt waargenomen) namelijk ruim onder de toxicologische grenswaarde. Voorbeelden van deze stoffen zijn dicyclopentadien, cresol en zwavelhoudende componenten zoals mercaptanen, dimethylsulfide en dimethyldisulfide (de laatstgenoemde stoffen zijn niet in de stoffenlijst van DIVOCOS opgenomen).

Met dezelfde de procedure die wordt gebruikt om voorafgaand aan een sanering een toxicologische toetsing uit te voeren kan worden ingeschat of tijdens de sanering stankoverlast verwacht kan worden. De gebruiker moet dan bij de berekeningen met DIVOCOS in plaats van de toxicologische grenswaarden de geurdrempelwaarde van de betreffende stof invoeren en wel in elk van de drie velden 'Acute', 'Intermediate' en 'Chronic' van het 'Input data-Compound' menu (zie paragraaf 3.3.7). Deze geurdrempelwaarde verschijnt als horizontale rechte lijn in de 'Air concentration Graph'.<sup>25</sup> Door de berekende 99,7 percentielen te vergelijken met de geurdrempelwaarde kan worden vastgesteld op welke afstand tot het terrein er incidenteel stankoverlast valt te verwachten. Door de berekende gemiddelde concentraties te vergelijken met de geurdrempelwaarde kan worden vastgesteld op welke afstand tot het terrein er langdurig stankoverlast valt te verwachten.

Nog meer dan bij de toxicologische toetsing moet men rekening houden met het indicatieve karakter van deze procedure. Naast de onzekerheid in de met DIVOCOS berekende waarden speelt ook de onnauwkeurigheid waarmee geurdrempelwaarden worden bepaald hierbij een rol. De gevoeligheid van de menselijke neus voor stoffen verschilt namelijk sterk van persoon tot persoon. Ook worden er voor één stof in verschillende literatuurbronnen uiteenlopende geurdrempelwaarden vermeld.

Geurdrempelwaarden kunnen onder andere worden opgezocht in Ruth (1988)<sup>26</sup> en in de Hazardous Substances Data Base<sup>27</sup>. Als van een stof meerdere geurdrempel-waarden bekend zijn, wordt aanbevolen om voor de vergelijking met de met DIVOCOS berekende concentraties de mediaan van deze waarden te nemen.

Als op grond van de vergelijking van de berekende concentraties en de geurdrempel-waarde ernstige overlast wordt verwacht, is het verstandig zich van tevoren te bezinnen op

<sup>25</sup> De lijnen die de 'acute MRL', de 'intermediate MRL' en de 'chronic MRL' aangeven vallen in dit geval samen.

<sup>26</sup> Ruth J.H. (1986) Odor threshold and irritation levels of several chemical substances: A review. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* **47**, A 142-151.

<sup>27</sup> Hazardous Substances Data Base (2001) National Library of Medicine, Bethesda, Maryland, USA.



maatregelen om de overlast te beperken door de emissies te reduceren of door blootstelling te vermijden (zie paragraaf 3.7). Als er lichte overlast wordt verwacht, zal het in de regel niet noodzakelijk zijn om zulke maatregelen te nemen, maar is het wel gewenst de bevolking goed te informeren over de mogelijke overlast en het feit dat deze overlast geen gezondheidsrisico's met zich mee brengt (er van uitgaande dat de geurdrempel van de betreffende stof onder de toxicologische grenswaarden ligt).

In beide gevallen kunnen metingen tijdens de sanering duidelijkheid verschaffen over de werkelijk optredende concentraties.

### 3.7 Aanwijzingen voor maatregelen om de blootstelling te beperken

In deze paragraaf worden enkele suggesties gedaan voor mogelijke maatregelen die getroffen zouden kunnen worden om de emissies van vluchtige componenten bij bodemsaneringen en de blootstelling voor omwonenden te beperken. De technische kant van de maatregelen zal hier niet worden besproken.

- Tijdens de sanering kunnen de afgegraven grond en de ontstane werkput steeds zo veel mogelijk worden afgedekt. Nadeel is dat hier meer tijd en kosten mee gemoeid zijn en dat bij het weghalen van de afdekking, als weer met werkzaamheden wordt aangevangen, ineens een grote hoeveelheid vluchtige componenten kan worden geëmitteerd met mogelijke overschrijding van grenswaarden voor acute blootstelling tot gevolg.
- Tussen de saneringslocatie en de bebouwing zou een scherm geplaatst kunnen worden dat hoger is dan de bebouwing. Als de wind vanaf de saneringslocatie in de richting van de bebouwing waait, wordt de lucht door het scherm deels over de bebouwing geleid waardoor een grotere verspreiding en verdunning plaats vindt en de immisatieconcentraties lager worden. Deze maatregel zal in het algemeen geen zin hebben bij locaties in dicht bebouwd gebied of locaties die aan alle kanten door bebouwing zijn omgeven.
- De saneringswerkzaamheden worden alleen uitgevoerd bij gunstige windrichting, d.w.z. als de wind niet van de saneringslocatie in de richting van bebouwing waait. Dit geeft mogelijk wel de nodige logistieke problemen. Ook zal zo'n maatregel weinig zin hebben bij locaties in dicht bebouwd gebied of locaties die aan alle kanten door bebouwing zijn omgeven. Een hieraan verwante maatregel is saneringswerkzaamheden te staken tijdens dagen met droog, warm weer. Tijdens dit soort omstandigheden kunnen de emissies aan vluchtige componenten aanzienlijk toenemen. Dit argument kan tevens reden zijn om een saneringsproject überhaupt niet in de zomermaanden uit te voeren.
- Bij acute risico's zouden de saneringswerkzaamheden tijdelijk gestopt kunnen worden, waarna gewacht wordt op gunstiger omstandigheden (bv. meer wind of een andere windrichting) of middels andere aanvullende maatregelen (bv. afdekken grond) de emissie worden beperkt.
- Een zeer drastische maatregel is evacuatie van omwonenden gedurende de hele sanering of een deel ervan. Vanwege de hoge kosten en lasten voor omwonenden die hiermee gemoeid zijn, moet deze maatregel worden gezien als een soort laatste redmiddel die alleen wordt toegepast als andere maatregelen niet mogelijk zijn of als ondanks andere maatregelen de te verwachten risico's nog te groot zijn.

## 3.8 Overige zaken

### 3.8.1 Stofdeeltjes

In dit protocol wordt uitsluitend aandacht besteed aan het vrijkomen van vluchtige componenten bij bodemsaneringen. Naast vluchtige componenten kunnen ook stofdeeltjes met eventueel schadelijke componenten (niet-vluchtige PAKs, dioxinen, zware metalen) vrijkomen en verspreid worden. Deze deeltjes kunnen inhaleerbaar zijn (PM 10 stof) en vormen dan een risico voor omwonenden via directe inhalatoire blootstelling. Daarnaast kunnen grotere, niet-inhaleerbare deeltjes worden verspreid in bijvoorbeeld tuinen en via andere routes tot risico's leiden. Een voorbeeld hiervan is de mogelijke orale blootstelling door zogenaamd hand-mond gedrag van kleine kinderen, die door het spelen op de grond stof aan de handen krijgen dat zij onbedoeld inslikken.

De eventuele emissie en verspreiding van stofdeeltjes bij bodemsaneringen is dermate complex dat deze niet via een model als DIVOCOS berekend kan worden. Emissie van stofdeeltjes kan echter aanzienlijk worden beperkt door bijvoorbeeld het te saneren stuk terrein en de vrijkomende grond voldoende vochtig te houden, bijvoorbeeld door deze permanent onder een fijne nevel te leggen. Als dergelijke maatregelen niet mogelijk zijn en er toch visueel wordt waargenomen dat er stofdeeltjes worden geëmitteerd en verspreid, dan zouden er eventueel metingen kunnen worden verricht van de concentraties stofdeeltjes (met name PM10 is dan van belang). Ook zouden veegmonsters van gedeponeerde stofdeeltjes in de omgeving kunnen worden genomen. De bemonsterde stofdeeltjes (zowel de luchtmonsters als de veegmonsters) kunnen dan worden geanalyseerd op de te in de verontreinigde bodem aanwezige componenten. Bedacht moet worden dat dit soort analyses enige tijd (al gauw één tot enkele dagen) vergen. Voor sommige componenten, onder andere zware metalen, komt steeds meer mobiele meetapparatuur beschikbaar waarmee ter plaatse een indicatieve analyse kan worden uitgevoerd.

### 3.8.2 Procedures, verantwoordelijkheden en afspraken

Voorafgaand aan de sanering moeten duidelijke afspraken worden gemaakt over de verantwoordelijkheden en bevoegdheden van de betrokken partijen en over de te hanteren procedures en te treffen maatregelen bij eventuele overschrijding van signaalwaarden of andere grenswaarden. Belangrijk is met name dat is vastgelegd wie verantwoordelijk en bevoegd is beslissingen te nemen ten aanzien van bepaalde maatregelen (bv. tijdelijke stillegging van de sanering) en welke andere personen en instanties daarbij worden betrokken dan wel moeten worden geïnformeerd. Ook is het gewenst van tevoren een lijst te maken van de te hanteren signaalwaarden en andere grenswaarden voor de tijdens de sanering te meten stoffen.

Tenslotte is het raadzaam een meldpunt in te richten waar omwonenden, passanten en werknemers van omliggende bedrijven terecht kunnen als zij gezondheidsklachten of andere problemen ondervinden die mogelijk met de sanering te maken hebben.

## 4. Stappenplan voor toepassing van het protocol

Hieronder zijn in het kort de stappen weergegeven die normaliter doorlopen moeten worden om het protocol uit te voeren.

- 1) Verzamel de benodigde informatie met behulp van de vragenlijst in paragraaf 3.2.
- 2) Maak aan de hand van deze informatie een keuze voor welke stoffen berekeningen moeten worden verricht, d.w.z. welke (vluchtige) stoffen komen in relatief hoge mate in de te saneren bodem voor.
- 3) Bepaal zo goed mogelijk de waarden van de in DIVOCOS in te voeren parameters en meetwaarden. Maak daarbij, indien nodig, gebruik van de richtlijnen in de paragrafen 3.4.1, 3.4.2 en 3.4.4.
- 4) Bepaal of het nodig is om voor de berekeningen het saneringsterrein in meerdere deelopervlakken te splitsen (bij grote terreinen en terreinen met een inhomogene verontreiniging). Maak daarbij, indien nodig, gebruik van de richtlijnen in de paragrafen 3.4.3.
- 5) Bereken met DIVOCOS voor elk van de gekozen stoffen de emissies en de immissieconcentraties (gemiddelde, 92-percentiel en 99,7-percentiel) bij de afstand tussen het terrein en de plaats waar de hoogste blootstelling door omwonenden wordt verwacht (meestal de dichtstbijgelegen woning).
- 6) Vergelijk de berekende immissieconcentraties met de van toepassing zijnde grenswaarden volgens de richtlijnen in paragraaf 3.5.1.
- 7) Bepaal op basis van deze toetsing welk van de drie scenario's uit paragraaf 3.5.1. van toepassing is.
- 8) Voer, als in de te saneren bodem stoffen voorkomen met een lage geurdrempel, de stappen 5 t/m 7 ook uit voor deze stoffen, maar gebruik daarbij als toetsings-waarde niet de toxicologische grenswaarde maar de geurdrempel (zie paragraaf 3.6.4). Bepaal of er tijdens de sanering mogelijk lichte tot ernstige stankhinder valt te verwachten.
- 9) Bepaal de meetstrategie en maak een meetplan volgens de richtlijnen in de paragrafen 3.5.2 tot en met 3.5.4. Houd hierbij ook rekening met de uitkomsten van stap 8.
- 10) Bepaal in overleg met de betrokken instanties en bedrijven welke maatregelen eventueel vooraf getroffen kunnen of moeten worden (zie paragraaf 3.7). Voer als bepaalde maatregelen worden getroffen desnoods opnieuw berekeningen uit gegeven de gewijzigde situatie.
- 11) Zorg voor een duidelijke lijst met afspraken, waarin verantwoordelijkheden, bevoegdheden en procedures geregeld zijn (zie paragraaf 3.8.2) en waarin de signaalwaarden en andere grenswaarden voor de tijdens de sanering te meten stoffen worden vastgelegd.

## Bijlage 1. Beschrijving van het model DIVOCOS

Deze modelbeschrijving omvat de uitwerking van een tweetal analytische oplossingen van de algemene differentiaalvergelijking voor ééndimensionaal transport van een vluchtige stof door een poreus medium. Tevens is er aandacht voor de in het model gebruikte parameterwaarden, in het bijzonder de diffusiecoëfficiënt van stoffen. De oplossingen worden gebruikt in het computermodel DIVOCOS voor de berekening van emissies van vluchtige stoffen uit vervuilde grond tijdens sanerings-werkzaamheden.

### B1.1 Inleiding

DIVOCOS (DIspersion of Volatile COntaminantS) is een rekenmodel dat op basis van gemeten concentraties van vluchtige stoffen in de bodem een schatting maakt van de emissies tijdens een bodemsanering. Het model veronderstelt een continue afgraving en afvoer van grond waarbij vluchtige stoffen kunnen vrijkomen in de atmosfeer. Daarbij worden de volgende emissieroutes uit de grond naar de atmosfeer onderscheiden:

1. Emissie van de stof uit nog niet afgegraven grond
2. Emissie uit de werkput
3. Emissie tijdens de overslag van de grond
4. Emissie tijdens opslag van de grond op het terrein (b.v. in een dieplader)

Deze emissies worden in DIVOCOS uitgerekend m.b.v. een tweetal analytische oplossingen van de transportvergelijking voor stoffen in poreuze media (Carslaw and Jaeger, 1959; Crank, 1975). De keuze van de basisdifferentiaalvergelijking en de gebruikte randvoorwaarden bij de oplossing hangen sterk samen met de aard van de routes. Zo is er bij de emissie van de vluchtige stoffen uit de in-situ grond (routes 1 en 2) sprake van verticaal transport als gevolg van de concentratiegradient tussen atmosfeer en bodem en verticale advectiestromen (met percolerend regenwater en luchtdruk en temperatuur gerelateerde gasbeweging). Bij de overslag en opslag van grond is er sprake van een volume grond dat geheel of deels omgeven is door atmosferische lucht. De emissies zullen hier vooral plaatsvinden via radiaal transport uit de kern van de pakketten grond, waar de concentraties hoog zijn naar hun contactoppervlak met de atmosfeer, alwaar de concentratie laag is.

Deze bijlage is als volgt opgebouwd. In paragraaf B1.2 wordt toegelicht hoe de algemene massabalans van een vluchtige stof in een ééndimensionaal poreus medium er uitziet, en hoe de differentiaalvergelijking eruit komt te zien voor diverse geometrieën. Vervolgens wordt in paragraaf B1.3 de oplossing besproken die gebruikt wordt in DIVOCOS voor emissie tijdens overslag en opslag van grond. In de volgende paragraaf wordt de oplossing uitgewerkt die de emissies uit nog niet afgegraven grond en uit de put benadert. Tenslotte wordt in de paragrafen B1.5 t/m B1.7 toegelicht hoe het model de Henry coëfficiënt en de diffusiecoëfficiënt berekent, en welke defaultwaarden worden gebruikt voor modelparameters.

## B1.2 Algemene massabalans in een poreus medium

In principe zijn massabalans problemen driedimensionaal van aard, maar vanwege de symmetrie is de systemen beperken we ons tot één dimensie. We beschouwen een homogeen ééndimensionaal poreus medium bestaande uit  $N$  fasen, waarvan de volumefracties en transport eigenschappen constant zijn. In dit medium bevindt zich een vluchtige stof. De verdeling van de stof over de fasen is volgens een evenwichtverdeling. Verspreiding van de stof langs de plaatscoördinaat in het medium wordt bepaald door afbraak- en transportprocessen (diffusie, dispersie, en advectie). De massabalans van een vluchtige stof in dit medium wordt beschreven door de volgende differentiaal vergelijking:

$$A(z) \sum_{i=1}^N \frac{\partial(\varepsilon_i C_i(z,t))}{\partial t} = - \sum_{i=1}^N \frac{\partial(A(z) f_i(z))}{\partial z} - \sum_{i=1}^N A(z) k_i \varepsilon_i C_i(z,t) \quad (1)$$

waarin transport en afbraak van de vluchtige stof zorgen voor dynamische verandering van de massa in  $z$ . Een verklaring van de symbolen wordt gegeven in Appendix A. De fluxdichtheid  $f_i$  op elke afstand  $z$  is de som van diffusie, dispersie en advectief transport:

$$f_i = -D_i \varepsilon_i \frac{\partial C_i}{\partial z} + v_i \varepsilon_i C_i \quad (2)$$

De gecombineerde diffusie/dispersie coëfficiënt is de som van diffusie en dispersie:

$$D_i = \kappa_i D_{0i} + \alpha_i |v_i| \quad (3)$$

waarin  $\kappa_i$  een factor is die de barrière van de bodem matrix representeert en  $\alpha_i$  een dispersielengte. De functie  $A(z)$  geeft het oppervlak weer dat wordt gepasseerd als functie van de afstand langs de transportas. De massabalans kan bij bekende geometrie (cartesisch, cilindrisch, en sferisch) verder worden gespecificeerd:

### *Cartesisch*

De oppervlakte-afstand relatie tussen twee grote gelijke vlakken is gegeven als

$$A(z) = C \quad (4)$$

zodat (1) geschreven kan worden als

$$\sum_{i=1}^N \frac{\partial(\varepsilon_i C_i)}{\partial t} = - \sum_{i=1}^N \frac{\partial(f_i(z))}{\partial z} - \sum_{i=1}^N k_i \varepsilon_i C_i \quad (5)$$

Combinatie van (5) en (2) geeft:

$$\sum_{i=1}^N \frac{\partial(\varepsilon_i C_i)}{\partial t} = \sum_{i=1}^N D_i \varepsilon_i \frac{\partial^2 C_i}{\partial z^2} - \sum_{i=1}^N v_i \varepsilon_i \frac{\partial C_i}{\partial z} - \sum_{i=1}^N k_i \varepsilon_i C_i \quad (6)$$

*Cilindrisch*

In dit geval wordt de plaatscoördinaat als  $r$  genoteerd i.p.v.  $z$ . De oppervlakte-afstand relatie voor een cilinder is gegeven als

$$A(r) = \pi r \quad (7)$$

waarin  $r$  de plaatscoördinaat op radiale afstandsas is, zodat de massabalans geschreven kan worden als:

$$\sum_{i=1}^N \frac{\partial(\varepsilon_i C_i)}{\partial t} = \sum_{i=1}^N D_i \varepsilon_i \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left( \frac{r \partial C_i}{\partial r} \right) - \sum_{i=1}^N v_i \varepsilon_i \frac{1}{r} \frac{\partial(r C_i)}{\partial r} - \sum_{i=1}^N k_i \varepsilon_i C_i \quad (8)$$

*Sferisch*

In dit geval wordt de plaatscoördinaat als  $r$  genoteerd i.p.v.  $z$ . De oppervlakte-afstand relatie voor een bol is gegeven als

$$A(r) = 4\pi r^2 \quad (9)$$

waarin  $r$  de plaatscoördinaat op radiale afstandsas is, zodat de massabalans geschreven kan worden als

$$\sum_{i=1}^N \frac{\partial(\varepsilon_i C_i)}{\partial t} = \sum_{i=1}^N D_i \varepsilon_i \frac{1}{r^2} \frac{\partial}{\partial r} \left( \frac{r^2 \partial C_i}{\partial r} \right) - \sum_{i=1}^N v_i \varepsilon_i \frac{1}{r^2} \frac{\partial(r^2 C_i)}{\partial r} - \sum_{i=1}^N k_i \varepsilon_i C_i \quad (10)$$

**B1.3 Emissie tijdens grondverzet**

Bij grondverzet door een graafmachine of door een dieplader is er sprake van emissie van vluchtige stoffen uit een eindige hoeveelheid grond, waarvan de buitenkant in contact is met de vrije atmosfeer. Als gevolg van concentratieverschillen tussen de vrije atmosfeer, waar de concentratie van de stof laag is en de grond, waar de concentratie hoog is zal er diffusie optreden naar het contactoppervlak. Het diffusief transport van een vluchtige component in een dergelijk volume grond wordt vooral bepaald door de transportweerstand en de bergingscapaciteit over de afstand van de kern tot het oppervlak van dit volume. Dit radiale transport kan benaderd worden door het transport in een bolvormig ééndimensionaal systeem, zoals beschreven in (10). Als wordt aangenomen dat de afbraakterm klein is t.o.v. de transportterm en dat advectione beweging van de component in gas en water niet op zullen treden tijdens grondverzet, dan versimpelt (10) tot:

$$\sum_{i=1}^N \frac{\partial(\varepsilon_i C_i)}{\partial t} = \sum_{i=1}^N D_i \varepsilon_i \frac{1}{r^2} \frac{\partial}{\partial r} \left( \frac{r^2 \partial C_i}{\partial r} \right) \quad (11)$$

Door toepassing van de productregel krijgen we:

$$\sum_{i=1}^N \frac{\partial(\varepsilon_i C_i)}{\partial t} = \sum_{i=1}^N D_i \varepsilon_i \frac{1}{r^2} \left( \frac{\partial r^2}{\partial r} \frac{\partial C_i}{\partial r} + r^2 \frac{\partial^2 C_i}{\partial r^2} \right) \quad (12)$$

$$\sum_{i=1}^N \frac{\partial(\varepsilon_i C_i)}{\partial t} = \sum_{i=1}^N D_i \varepsilon_i \left( \frac{2}{r} \frac{\partial C_i}{\partial r} + \frac{\partial^2 C_i}{\partial r^2} \right) \quad (13)$$

Vergelijking (13) is de klassieke differentiaalvergelijking voor diffusie in een bol (Crank, 1975).

De totale flux dichtheid  $f$  op elke plek op de bolstraal is in bovenstaande formulering de som van de Fickiaanse diffusiefluxen door de verschillende fasen:

$$f = \sum_{i=1}^N -D_i \varepsilon_i \frac{\partial C_i}{\partial r} \quad (14)$$

Stel dat er 3 fasen zijn, de gasfase (bodemplucht), de vloeistoffase (poriewater) en de vaste fase (droge grond). Alleen door de gas en de vloeistoffase kan transport plaatsvinden. Dan kunnen we de concentraties in die fasen b.v. relateren volgens een lineair partitiemodel (Jury, 1990)

$$C_l = \frac{1}{K_H} C_g \quad (15)$$

$$C_s = K_d C_l \quad (16)$$

en dus

$$C_s = \frac{K_d}{K_H} C_g \quad (17)$$

Voorts wordt de totale concentratie gevormd door de som van alle concentraties gewogen naar de volume of massa fractie:

$$C_T = \frac{\rho_b C_s + \varepsilon_g C_g + \varepsilon_l C_l}{\rho_b} \quad (18)$$

waarbij de totaalconcentratie en de concentratie in de droge grond zijn uitgedrukt per massa grond i.p.v. volume grond.

Combinatie van (13) met (15) t/m (18) geeft de volgende differentiaalvergelijking voor de concentratie in de gasfase:

$$\frac{\partial C_g}{\partial t} = \frac{De}{R} \left( \frac{\partial^2 C_g}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial C_g}{\partial r} \right) \quad (19)$$

waarin de effectieve diffusiecoëfficiënt  $D_e$  gelijk is aan:

$$D_e = D_g \varepsilon_g + \frac{D_l \varepsilon_l}{K_H} \quad (20)$$

en de retardatiefactor  $R$  gelijk is aan:

$$R = \frac{1}{K_H} \varepsilon_l + \varepsilon_g + \rho_b \frac{K_d}{K_H} \quad (21)$$

Let op dat in (20) aangenomen wordt dat de diffusie door de vaste fase verwaarloosbaar wordt geacht.



*Concentratie in de bol*

De differentiaalvergelijking (19) kan opgelost worden voor  $C_g$  als randvoorwaarden en initiële conditie bekend zijn. Aangenomen wordt dat binnen de bol de concentratie van de componenten per volume-eenheid bij het begin van het afgraven homogeen verdeeld is:

$$C_g = C_{g0} \quad 0 < r < a \quad t = 0 \quad (22)$$

en dus met behulp van (18):

$$C_{g0} = \frac{C_{T0}\rho_b}{\rho_b K_d / K_H + \varepsilon_g + \varepsilon_l / K_H} \quad (23)$$

Voorts zal de concentratie in de omgevende buitenlucht relatief constant zijn t.o.v. die in de grond zodat:

$$C_g = C_a \quad r = a \quad t \geq 0 \quad (24)$$

Vanwege de bolsymmetrie geldt in het centrum van de bol:

$$\frac{\partial C_g}{\partial r} = 0 \quad r = 0 \quad t \geq 0 \quad (25)$$

De oplossing van bovenstaande differentiaalvergelijking voor een eindig domein gebeurt in het Laplace domein. Transformatie van (19) en oplossing in het Laplace domein geeft:

$$\tilde{C} = \frac{a}{r} \frac{C_a - C_{g0}}{p} \frac{\sinh(-\sqrt{Rp/D_e}r)}{\sinh(-\sqrt{Rp/D_e}a)} + \frac{C_{g0}}{p} \quad (26)$$

Terugtransformatie kan op verschillende manieren gebeuren. Expressie in partiële fracties (Crank, 1975) geeft als oplossing:

$$\frac{C_g - C_{g0}}{C_a - C_{g0}} = 1 + \frac{2a}{\pi r} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(-1)^n}{n} \sin \frac{n\pi r}{a} \exp(-D_e n^2 \pi^2 t / Ra^2) \quad (27)$$

Deze oplossing is alleen bruikbaar voor grote waarden van  $t$ , i.v.m. convergentie van de oneindige serie.

Door het binomiaal theorema te gebruiken ontstaat de volgende oplossing (Crank, 1975)

$$\frac{C_g - C_{g0}}{C_a - C_{g0}} = \frac{a}{r} \sum \left\{ \operatorname{erfc} \frac{(2n+1)a - r}{2\sqrt{D_e t / R}} - \operatorname{erfc} \frac{(2n+1)a + r}{2\sqrt{D_e t / R}} \right\} \quad (28)$$

Deze oplossing is vooral bruikbaar bij kleine waarden van  $t$ , i.v.m. convergentie van de oneindige serie.

*Emissie*

We zijn vooral geïnteresseerd in het transport van de vluchtige componenten uit de bol aan het oppervlak binnen de tijd van graafwerkzaamheden (de totale emissie naar de buitenlucht). De relatieve massa verontreiniging die vanaf het begin tot een bepaald tijdstip is vervluchtigd kan worden berekend door de fluxdichtheid te integreren in de tijd en over het boloppervlak:

$$\frac{M_t}{M_0} = \frac{12\pi a^2}{4\rho_b \pi a^3 C_{T0}} \int_0^t f(\tau) d\tau \quad (29)$$

waarin de massa die initieel aanwezig is in de bol berekend wordt volgens

$$M_0 = \frac{4}{3} \pi a^3 \rho_b C_{T0} \quad (30)$$

Gebruik makende van (27) krijgen we (Crank, 1975):

$$\frac{M_t}{M_0} = 1 - \frac{6}{\pi^2} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{1}{n^2} \exp(-D_e n^2 \pi^2 t / a^2 R) \quad (31)$$

Gebruik makende van (28) ontstaat (Crank, 1975):

$$\frac{M_t}{M_0} = 6 \left( \frac{D_e t}{R a^2} \right)^{\frac{1}{2}} \left\{ \pi^{-\frac{1}{2}} + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \operatorname{ierfc} \frac{na}{\sqrt{D_e t / R}} \right\} - 3 \frac{D_e t}{R a^2} \quad (32)$$

Het argument van de ierfc functie is voor het afgraven van grond altijd zeer groot, omdat we daarbij met relatief kleine tijden te maken hebben, en  $D_e$  vaak klein is terwijl  $R$  vaak groot is. Indien het argument van ierfc groter is dan 10.0, dan is de functiewaarde van ierfc nagenoeg 0.0, zodat:

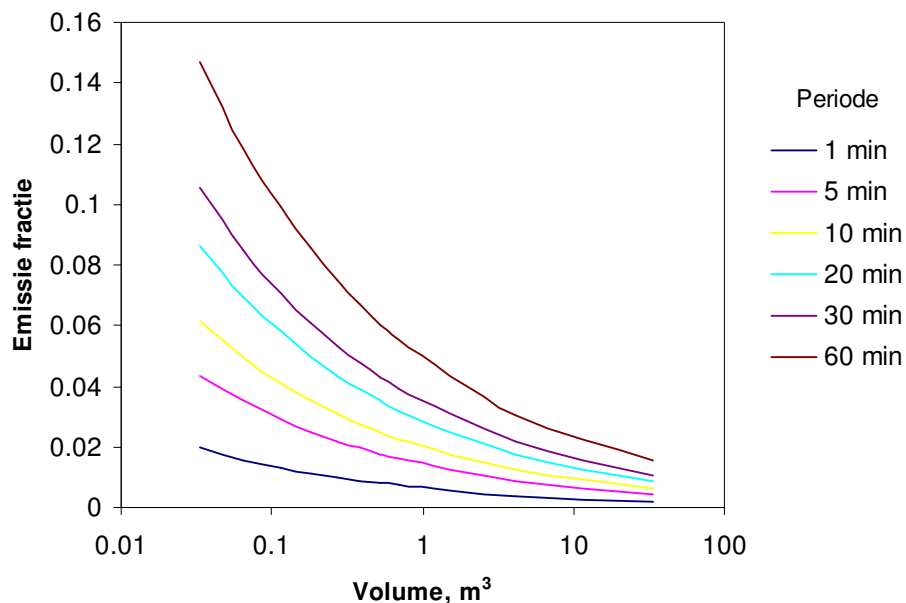
$$\frac{M_t}{M_0} = 6\pi^{-\frac{1}{2}} \left( \frac{D_e t}{R a^2} \right)^{\frac{1}{2}} - 3 \frac{D_e t}{R a^2}, \quad \text{als } \frac{a}{\sqrt{D_e t / R}} > 10.0 \quad (33)$$

In de praktijk van de bodemsanering wordt vrijwel altijd voldaan aan deze voorwaarde.

De gemiddelde emissiesnelheid over de periode  $[0, t]$  volgt uit (33):

$$\bar{E}_m = \frac{M_t}{t} = M_0 6\pi^{-\frac{1}{2}} \left( \frac{D_e t}{R a^2} \right)^{\frac{1}{2}} - 3M_0 \frac{D_e t}{R a^2}, \quad \text{als } \frac{a}{\sqrt{D_e t / R}} > 10.0 \quad (34)$$

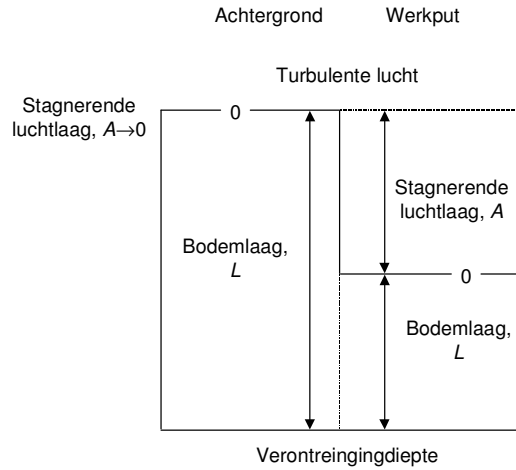
De belangrijkste parameters die gerelateerd zijn aan het grondverzet zijn  $a$  en  $t$ . De omvang van de pakketten grond die worden afgegraven en de tijd die daar voor nodig is bepalen in sterke mate hoeveel van de verontreiniging zal vrijkomen. In Figuur B1.1 is afgebeeld hoe de emissie samenhangt met de verwerkingstijd en het volume van de grond.



*Figuur B1.1. De fractionele emissie tijdens grondverzet, bij verschillende volumes grond en gedurende verwerkingstijden van 1 tot 60 minuten. Overige parameterwaarden:  $R=32.8$ ,  $D_e=0.0645 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ . De verwerkingstijd tijdens overslag is over het algemeen 1-10 minuten, tijdelijke opslag op het terrein in een dieplader is ca 0.5-1 uur. Het volume is bij overslag 0.05-1.0 m<sup>3</sup>, bij opslag 5-10 m<sup>3</sup>.*

#### **B4. Emissie uit de in situ grond**

De emissie uit de vervuilde grond voordat deze afgegraven is en emissie uit de werkput kunnen benaderd worden door 1 dimensionaal transport tussen twee vlakken: het eerste vlak is het vlak dat een bekende concentratie in de bodem kruist, het tweede vlak is het contactvlak tussen bodem en atmosfeer. Als dit contactvlak aan het oppervlak ligt, zoals het geval is voordat men gaat saneren, dan onderscheiden we een uiterst dun laagje van stagnerende lucht, waar geen turbulentie heerst, en dat als barrière optreedt tussen de goed gemengde vrije atmosfeer en de bodem. We nemen aan dat in de put die ontstaat na het weggraven van vervuilde grond deze stagnerende luchtlaag reikt van het maaiveld niveau tot de bodem van de put (zie Figuur B1.2).



Figuur B1.2. Definitie van de bodemdiepte  $L$  en de dikte van de stagnerende luchtlaag,  $A$  voor een ongestoorde verontreinigde bodem en een werkput.  $L+A$  blijft constant.

Uitgaande van het 3-fase systeem dat in paragraaf 3 besproken is kunnen we voor het transport in de bodem (6) herschrijven in termen van concentraties in de gas fase:

$$\frac{\partial C_g}{\partial t} = \frac{D_e}{R} \frac{\partial^2 C_g}{\partial z^2} - \frac{v_e}{R} \frac{\partial C_g}{\partial z} - k_T C_g \quad (35)$$

waarbij aangenomen wordt dat de afbraakconstante gelijk is voor elke fase:

$$k_T = \frac{\varepsilon_l}{K_H} k_l + \varepsilon_g k_g + \rho_b \frac{K_d}{K_H} k_s \quad (36)$$

De Halfwaardetijd van een stof is gerelateerd aan  $k_T$  als:

$$t_{50} = \ln(2) / k_T \quad (37)$$

Bij een sanering is de voorraad verontreiniging altijd zeer groot en de tijd waarin gesaneerd wordt kort, zodat de concentraties in bodem relatief weinig veranderen. We mogen daarom aannemen dat steady state transport benaderd wordt:

$$0 = D_e \frac{\partial^2 C_g}{\partial z^2} - v_e \frac{\partial C_g}{\partial z} - R k_T C_g \quad (38)$$

De expressie voor de fluxdichtheid is:

$$f = -D_e \frac{\partial C_g}{\partial z} + v_e C_g \quad (39)$$

waar

$$v_e = v_g \mathcal{E}_g + \frac{v_l \mathcal{E}_l}{K_H} \quad (40)$$

### Concentratie

De differentiaalvergelijking (38) kan opgelost worden als randvoorwaarden bekend zijn. Aangenomen wordt dat aan het bodemoppervlak de emissie wordt beperkt door diffusie in het stagnerende luchtlaagje:

$$-D_e \frac{\partial C_g}{\partial z} + v_e C_g = D_{0g} \frac{C_a - C_g}{A} \quad z = 0 \quad (41)$$

Op een diepte  $L$  is de concentratie bekend zodat de randvoorwaarde als volgt luidt:

$$C_g = C_L \quad z = L \quad (42)$$

De algemene oplossing voor een differentiaalvergelijking met de vorm van (38) is

$$C_g = C_1 \exp(\lambda_1 z) + C_2 \exp(\lambda_2 z) \quad (43)$$

Differentiëren levert:

$$\frac{dC_g}{dz} = \lambda_1 C_1 \exp(\lambda_1 z) + \lambda_2 C_2 \exp(\lambda_2 z) \quad (44)$$

waar

$$\lambda_1 = \frac{v_e + \sqrt{v_e^2 + 4D_e k_T R}}{2D_e}, \quad \lambda_2 = \frac{v_e - \sqrt{v_e^2 + 4D_e k_T R}}{2D_e} \quad (45)$$

De integratieconstanten kunnen worden afgeleid uit de beschikbare randvoorwaarden. Als  $z=0$  dan geldt voor (39):

$$\frac{f}{v_e} = -\frac{D_e}{v_e} \frac{dC_g}{dz} + C_g(0) \quad (46)$$

en door gebruik te maken van (41) en (44)

$$\frac{1}{v_e} \frac{D_{0g} (C_a - C_g(0))}{A} = -\frac{D_e}{v_e} (\lambda_1 C_1 + \lambda_2 C_2) + C_g(0) \quad (47)$$

Door herschikking van (47) ontstaat:

$$C_1 = \frac{\alpha - \gamma C_2}{\beta} \quad (48)$$

waar

$$\alpha = \frac{D_{0g} C_a}{D_e A} \quad (49)$$

$$\beta = -\lambda_1 + \frac{v_e}{D_e} \left( \frac{D_{0g}}{v_e A} + 1 \right) \quad (50)$$

$$\gamma = -\lambda_2 + \frac{v_e}{D_e} \left( \frac{D_0 g}{v_e A} + 1 \right) \quad (51)$$

Bij  $z=L$  kan voorts geschreven worden:

$$C_L = C_1 \exp(\lambda_1 L) + C_2 \exp(\lambda_2 L) \quad (52)$$

Combinatie van (48) en (52) levert:

$$C_2 = \frac{\alpha - \beta C_L \exp(-\lambda_1 L)}{\gamma - \beta \exp(\lambda_2 L - \lambda_1 L)} \quad (53)$$

en

$$C_1 = \frac{\alpha - \gamma C_L \exp(-\lambda_2 L)}{\beta - \gamma \exp(\lambda_1 L - \lambda_2 L)} \quad (54)$$

### *Emissie*

Een expressie voor de emissie volgt uit (39), (43) en (44). Voor de fluxdichtheid krijgen we :

$$f = (v_e C_1 - D_e \lambda_1 C_1) \exp(\lambda_1 z) + (v_e C_2 - D_e \lambda_2 C_2) \exp(\lambda_2 z) \quad (55)$$

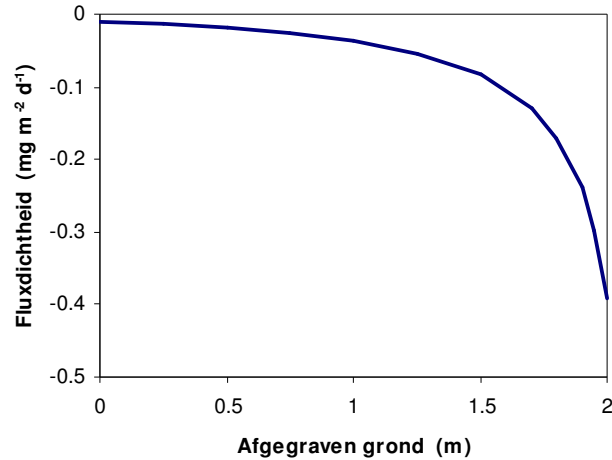
Voor de emissie van een terrein met oppervlak  $S$ :

$$E_{in} = f S \quad (56)$$

De belangrijkste aan het grondverzet gerelateerde parameters zijn de afstand van de verontreiniging tot de bodem van de werkput en de dikte van de stagnerende luchtlaag in de put (zie Figuur B1.2). Naarmate het graven vordert wordt de laag tussen de bodem van de put en de verontreiniging kleiner. Echter, de stagnerende luchtlaag in de put wordt dikker. Netto is het resultaat van de tegengestelde invloeden dat de dikte van de laag tussen de bodem van de put en de verontreiniging dominant is, en de fluxdichtheid zal toenemen (zie Figuur B1.3). De mate van toename is natuurlijk afhankelijk van de effectieve diffusiecoëfficiënt van de vluchtige stof.

Vergelijking (55) wordt op verschillende manieren gebruikt in de berekening van de achtergrondemissie en de emissie uit de werkput. Voor de achtergrondemissie wordt de concentratie op bekende diepte gebruikt om  $L$  en  $C_L$  te karakteriseren. Voor de dikte van de stagnerende luchtlaag,  $A$ , wordt aangenomen dat  $A \rightarrow 0$ .

De emissie uit de werkput noodzaakt een meer bewerkelijke methode. Op basis van de dikte van het af te graven pakket wordt vastgesteld hoe de fluxdichtheid zal veranderen bij het vorderen van de graafwerkzaamheden (zie b.v. figuur 3). Daarna wordt de gemiddelde fluxdichtheid berekend op basis van de integraal van fluxen over de afgegraven grond. De gemiddelde fluxdichtheid wordt tenslotte in combinatie met vergelijking (56) gebruikt bij de berekening van de emissie. Indien het afgegraven pakket dikker is dan de diepte  $L$  waarop de concentratie bekend is dan wordt aangenomen dat voor dieptes  $> L$  de fluxdichtheid identiek is aan die bij het bereiken van  $L$ .



*Figuur B1.3. De toename van de fluxdichtheid als functie van de dikte van het pakket reeds afgegraven grond (tot 2 m). Een negatieve teken van de flux wil zeggen dat deze naar boven gericht is, tegengesteld aan de plaatscoördinaat die de diepte weergeeft. Overige parameterwaarden  $D_e=0.0645 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ ,  $R=32.8$ .*

## B1.5 Verdelingscoëfficiënten

Het DIVOCOS model maakt gebruik van twee verdelingscoëfficiënten: de verdelingscoëfficiënt tussen water en lucht,  $K_H$  (Henry coëfficiënt) en de verdelingscoëfficiënt water/grond,  $K_d$ . Beide coëfficiënten passen in een beeld dat de contaminant lineair partitioneert tussen water, lucht en grond. Een dergelijk model wordt onbruikbaar bij hoge concentraties, omdat dan maximale oplosbaarheden en dampspanningen overschreden worden, zodat de pure contaminant als niet-gemengde fase aanwezig kan zijn. De beide coëfficiënten zijn slechts bekend voor een beperkt aantal stof-bodem combinaties. Het is daarom noodzakelijk om ze af te leiden uit eenvoudig meetbare of bekende grootheden. Uitgaande van lineaire partitionering kan de Henry coëfficiënt b.v. worden geschat uit de oplosbaarheid en de verzadigde dampspanning, die voor vrijwel alle stoffen bekend zijn:

$$K_H = \frac{P_v}{sRT} \quad (57)$$

waar  $R$  de universele gasconstante is ( $R=8.314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ). De verzadigde dampspanning van een stof is afhankelijk van de temperatuur. Het volgende beschrijvende verband wordt toegepast (Sawyer en McCarty, 1989)

$$\frac{P_v}{P_v^*} = \exp(\alpha(T - T^*)) \quad (58)$$

waar  $\alpha=0.041 \text{ K}^{-1}$ ,  $P_v$  de dampspanning bij temperatuur  $T$ , en  $P_v^*$  de dampspanning bij temperatuur  $T^*$ .

De water/grond partitiecoëfficiënt voor organische contaminanten wordt vooral bepaald door het organische stofgehalte van de grond. Van veel contaminanten kan een schatting worden gemaakt van de partitiecoëfficiënt voor water/organisch koolstof,  $K_{oc}$ . Als we voorts aannemen dat de fractie organisch materiaal zich verhoudt tot de fractie organisch koolstof als:

$$\frac{df_{om}}{df_{oc}} = \alpha \quad (59)$$

waar  $\alpha=1.724$  (Chiou, 1989), dan geldt:

$$K_d = K_{oc} f_{om} \alpha \quad (60)$$

## B1.6 Diffusiecoëfficiënten

Diffusiecoëfficiënten van stoffen in de media water en lucht zijn twee belangrijke invoergegevens in het model. Er is slechts van een beperkt aantal gassen en dampen exact bekend wat de diffusiecoëfficiënt is. Er kan echter op zowel empirische grond als fysische grond een goede beschrijving worden gegeven van de diffusiecoëfficiënt als functie van de molmassa van de moleculen. De volgende empirische relatie werd gevonden voor gasvormige stoffen in lucht:

$$D_{g0} = b(M_m / M_{ref})^c \quad (61)$$

waar  $b$  en  $c$  beide empirische parameters zijn ( $b=0.20 \text{ m}^2 \text{ day}^{-1}$  en  $c= -0.57$  bij  $M_{ref}=1.0 \text{ kg mol}^{-1}$ ).

Een minder eenvoudige, maar fysische onderbouwde relatie kan ook worden afgeleid uit de Stokes-Einstein vergelijking (Stein, 1967; Allen en Raabe, 1985). De Stokes-Einstein vergelijking geeft de diffusiecoëfficiënt van een Brown's sferisch deeltje in een vloeibaar of gasvormig medium:

$$D_{g0} = \frac{K_s kT}{6\pi r_B \mu} \quad (62)$$

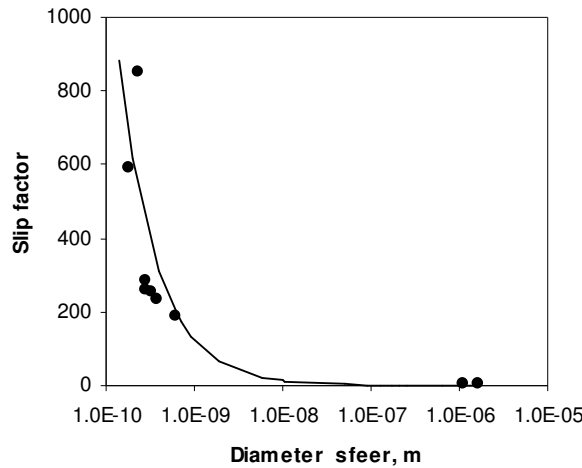
waar de slip factor  $K_s$  een correctiefactor is voor het slip-effect. Dit effect behelst dat voor zeer kleine deeltjes de wrijvingskracht kleiner is dan voorspeld door de wet van Stokes (Allen and Raabe, 1985). Een benadering van de slip factor wordt gegeven volgens de Klinkenberg expressie (Thortenson en Pollock, 1989)

$$K_s = 1 + \frac{\gamma \lambda}{r_B} \quad (63)$$

waarin de slip correctiefactor wordt bepaald door de ratio van het vrije pad van moleculen en de radius van het molecuul en een proportionaliteitsfactor. Voor moleculen in een gasvormig mengsel zal de slipfactor groot zijn, voor moleculen in een vloeistof en grote deeltjes in gas benadert de slipfactor 1. Figuur B1.4 toont de relatie zoals afgeleid uit de molecuul radii, deeltjes diameters en gemeten diffusie-coëfficiënten van een aantal gassen. Diffusiecoëfficiënten in water zijn aanzienlijk lager dan die in lucht. Bij benadering bestaat er gemiddeld een factor 10000 verschil, waarvan een factor van ca 200 wordt veroorzaakt



door verschillen in de Slip correctiefactor en een factor van ca 50 wordt veroorzaakt door verschil in viscositeit tussen lucht en water.

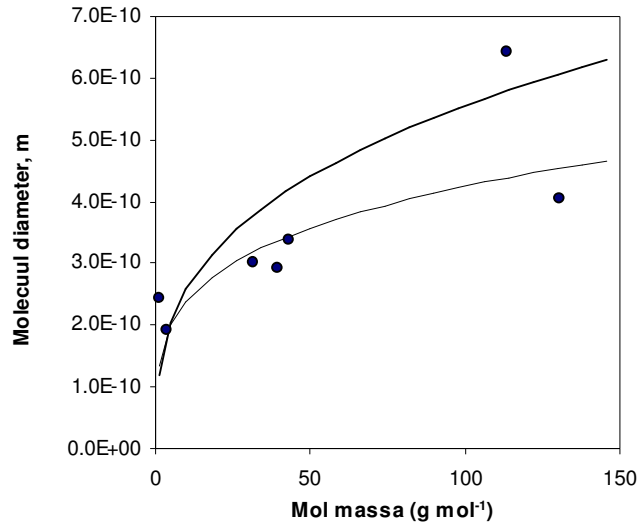


Figuur B1.4. Slip correctie factor voor deeltjes in lucht als functie van diameter. Observaties voor moleculen zijn ontleend aan Lide et al (1993) en voor deeltjes aan Allen en Raabe (1985).

Molecuuldiameters van stoffen zijn gerelateerd aan molecuulmassa's volgens (Stein, 1967):

$$r_B = r_{ref} (M_m / M_{ref})^p \quad (64)$$

De macht  $p$  wordt bepaald door de wijze waarop een molecuul ruimtelijk is opgebouwd. In Figuur B1.5 wordt duidelijk dat voor edelgassen  $p=1/4$  en voor moleculen die samengesteld zijn uit lichte atomen (H, C, O, S, N)  $p=1/3$  voor  $r_{ref}=1.9 \cdot 10^{-10}$  m en  $M_{ref}=4.0$  g mol<sup>-1</sup>. Door de vergelijkingen (62) tot en met (64) gezamenlijk te gebruiken kan op eenvoudige wijze op basis van fysische parameters de diffusiecoëfficiënt worden berekend. Tabel B1.1 geeft de parameterwaarden. Figuur B1.6 toont de overeenkomst tussen het empirisch gefitte en het op basis van de Stokes-Einstein voorspelde verband. Omdat geconcludeerd kan worden dat waarnemingen, theorie en de empirische beschrijving goed overeenkomen is besloten om in het DIVOCOS model het meest eenvoudige n.l. het empirische verband te gebruiken.



Figuur B1.5. Verband tussen molmassa en molecuul diameter. De dikke lijn representeert de relatie voor gassen en dampen samengesteld uit lichte atomen (C,H,O,S,N). De dunne lijn geeft het verband weer voor edelgassen. Observaties zijn ontleend aan Lide et al. (1993).

Vergelijking (62) laat zien dat de diffusiecoëfficiënt afhankelijk is van de temperatuur. Ook de viscositeit en het vrije pad van moleculen vertonen echter een afhankelijkheid van temperatuur. Een algemene temperatuurcorrectie voor de diffusiecoëfficiënt die alle effecten integreert volgens een empirisch verband luidt (Lugg, 1968; Bakker en Hidding, 1971)

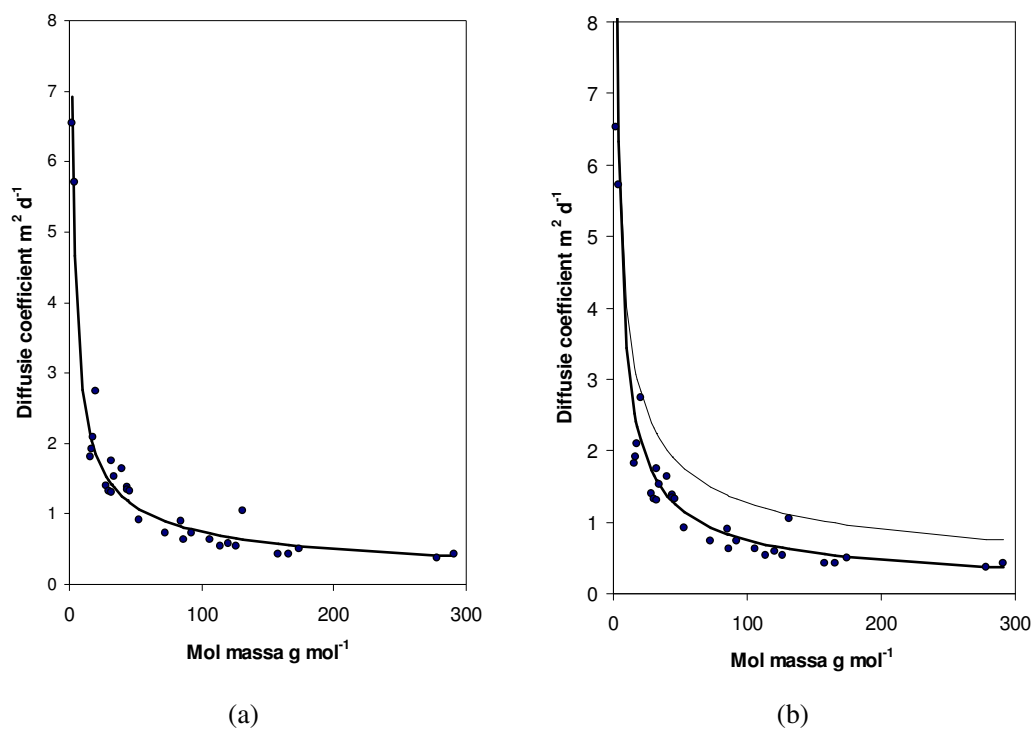
$$\frac{D_{0g}}{D_{0g}^*} = (T/T^*)^\alpha \quad (65)$$

waarin  $\alpha=1.75$ ,  $D_{0g}$  de diffusiecoëfficiënt bij temperatuur  $T$  (K), en  $D_{0g}^*$  de diffusiecoëfficiënt bij temperatuur  $T^*$  (K).

Tabel B1.1. Parameterwaarden voor de berekening van de diffusiecoëfficiënt.

Symbol	Betekenis	Waarde	Eenheden
$k$	Boltzmann's constante	$1.38066 \cdot 10^{-23}$	J/K
$T$	Temperatuur	293	K
$\mu$	Dynamische viscositeit bij 293 K	$2.0 \cdot 10^{-5}$	Pa s
$\lambda$	Gemiddelde vrije pad van moleculen in gas bij 293 K	$8.21 \cdot 10^{-8}$	m
$\gamma$	Proportionaliteitsfactor	0.75	$m^{-1}$
$r_B$	Brownse radius	-	m
$M_m$	molmassa	-	$kg \cdot mol^{-1}$

Pa =  $kg \cdot m^{-1} \cdot s^{-2}$ ; J =  $kg \cdot m^2 \cdot s^{-2}$



Figuur B1.6. Het verband tussen molmassa en diffusiecoëfficiënt (bij 293 K). (a) Op basis van gefitte empirische relatie, (b) Op basis van de Stokes-Einstein vergelijking. Punten geven de gemeten waarden weer (Lugg, 1968; Marrero en Mason, 1972; Spencer et al., 1988; Lide et al., 1993). Lijnen geven de gemodelleerde relatie weer. In de rechter figuur representeert de dikke lijn de relatie voor gassen en dampen samengesteld uit lichte atomen (C,H,O,S,N). De dunne lijn geeft het verband weer voor edelgasen.

## B1.7 Parameterwaarden

Het DIVOCOS model heeft een set parameterwaarden voor de modelberekeningen. De gebruiker is in staat via het user-interface een aantal parameters zelf in te vullen, zodat site specifieke gegevens kunnen worden gebruikt. Voor een aantal bodem-fysische parameters en stofeigenschappen worden default waardes gebruikt. In de modelbeschrijving zijn reeds een aantal van deze waarden vermeld. Tabel B1.2 geeft een overzicht van alle parameterwaarden, en een melding van de bron. Een deel van de waarden is afkomstig uit de literatuur, terwijl andere waarden moeten worden gezien als 'educated guesses'.

Tabel B1.2. Default parameters gebruikt in DIVOCOS

Symbol	Betekenis	Waarde	Bron <sup>1</sup>
$f_{om}$	fractie organisch materiaal	-	bodemtabel
$p_v$	verzadigde dampspanning	-	stoffentabel
$s$	oplosbaarheid	-	stoffentabel
$t_{50}$	halfwaarde tijd	-	stoffentabel
$v_l \epsilon_l$	neerslagoverschot	0.00137 m d <sup>-1</sup>	educated guess
$v_g \epsilon_g$	netto advectieflux bodemlucht	0.00 m d <sup>-1</sup>	educated guess
$D_{0g}$	diffusiecoëfficiënt in lucht	-	(61) en (65)
$D_{0l}$	diffusiecoëfficiënt in water	$D_{0g}/10000$	(61) en (65)
$M_m$	molmassa	-	stoffentabel
$K_{oc}$	distributiecoëfficiënt water/organisch C	-	stoffentabel
$K_H$	Henry coëfficiënt	-	(57) en (58)
$\alpha_l$	dispersielengte in water	0.1 m	educated guess
$\epsilon_l + \epsilon_g$	porositeit	-	bodemtabel
$\rho_b$	buldichtheid	-	bodemtabel
$\kappa_l$	matrixfactor diffusie bodemwater	0.5	educated guess
$\kappa_g$	matrixfactor diffusie bodemgas	0.5	educated guess

<sup>1</sup> De bodemtabel bestaat uit 10 grondsoorten en is samengesteld op basis van 'educated guesses'. De stoffentabel omvat 117 stoffen en stofgroepen en is samengesteld op basis van literatuurgegevens (Waitz *et al.*, 1996; Jury *et al.*, 1990; Mackay *et al.*, 1999) en de schattingsprogramma's PCKOCWIN programma v1.62 (1997), EPIWIN en het Biodegradation Probability Programma BIOWIN v.3.62 (1997). De onderliggende schattingstechnieken worden besproken in Meylan *et al.* (1992), Howard *et al.* (1992) en Boethling *et al.* (1994).

## Referenties Bijlage 1

- Allan MD and Raabe OG (1985) Slip correction measurements for aerosol particles of doublet and triangular triplet aggregates of spheres. *J Aerosol Sci* 16:57-67.
- Bakker JW and Hidding AP (1970) The influence of soil structure and air content on gas diffusion in soils. *Neth J Agric Sci* 18:37-48.
- Boethling RS, Howard PH, Meylan W, Stiteler W, Beauman J, Tirado N (1994). Group Contribution Method for Predicting Probability and Rate of Aerobic Biodegradation. *Environ Sci Technol* 28: 459-65.
- Carslaw HS and Jaeger JC (1959) Conduction of heat in solids. Second edition. Oxford University Press. Oxford.
- Chiou CT (1989). Theoretical considerations of the partition uptake of nonionic organic compounds by soil organic matter. p 1-29. In Sawhney, BL and Brown, K. Reaction and movement of organic chemicals in soils. SSSA Special publication No 22. SSSA, Madison, WI.
- Crank J (1975) The mathematics of diffusion. Second edition. Oxford University Press. Oxford.
- Franken ROG, Baars AJ, Crommentuijn GH, Otte P (1999) Proposal for revised Intervention Values for petroleum hydrocarbons on base of fractions of petroleum hydrocarbons. Report no. 711701015, RIVM, Bilthoven.
- Howard PH, Boethling RS, Stiteler W, Meylan WM, Hueber AE, Beauman JA and Larosche ME (1992) Predictive Model for Aerobic Biodegradability Developed from a File of Evaluated Biodegradation Data. *Environ Toxicol Chem* 11: 593-603.
- Jury WA, Russo D, Streile G and El Abd, J (1990). Evaluation of volatilization by organic chemicals residing below the soil surface. *Water Resour Res* 26:13-20.
- Lide DR (1993). CRC Handbook of chemistry and physics, 74 th edition. CRC Press Boca Raton, FL.
- Lijzen JPA, Baars AJ, Otte PF, Rikken M, Swartjes FA, Verbruggen EMJ and Wezel AP van. (2001) Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/Sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. Report no. 711701023, RIVM, Bilthoven.
- Lugg GA (1968). Diffusion coefficients of some organic and other vapors in air. *Analytical Chemistry* 40:1072-1076.
- Marrero TR and Mason EA (1972). Gaseous diffusion coefficients. *J Phys Chem Ref Data*:1:3-118.
- Mackay D, Shiu W-Y and Ma K-C (1999). Physical-chemical properties and environmental fate handbook. CRC netBASE, CRC Press LLC.
- Meylan W, Howard PH and Boethling RS (1992) Molecular Topology/Fragment Contribution Method for Predicting Soil Sorption Coefficients. *Environ Sci Technol* 26: 1560-1567.
- Otte PF, Lijzen JPA, Otte JG, Swartjes FA and Versluijs CW (2001) Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Proposed parameter set for human exposure modelling and deriving Intervention Values for the first series of compounds. Report no. 711701021, RIVM, Bilthoven.
- Sawyer CN and McCarty, PL (1989). Chemistry for environmental engineering. McGraw-Hill, Tokyo, Japan.
- Spencer WF, Cliath MM, Jury WA and Zhang L-Z (1988). Volatilization of organic chemicals from soil as related to their Henry's law constants. *J. Environ Qual* 17:504-509.
- Stein WD (1967). The movement of molecules across cell membranes. Academic press, New York.

- Thorsenson DC and Pollock DP (1989). Gas transport in unsaturated zones: multicomponent systems and the adequacy of Fick's law. *Water Resour Res* 25:477-507.
- Waitz MFW, Freijer JI, Kreule P and Swartjes FA (1996). The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds. Report No. 715810014, National Institute of Public Health and the Environment.

## Lijst van gebruikte symbolen Bijlage 1

$a$	bolstraal	L
$f_i$	fluxdichtheid door fase $i$	$M L^{-2} T^{-1}$
$f$	totale flux dichtheid	$M L^{-2} T^{-1}$
$f_{om}$	fractie organisch materiaal	$M M^{-1}$
$f_{oc}$	fractie organisch koolstof	$M M^{-1}$
$k_i$	snelheidsparameter afbraak in fase $i$	$T^{-1}$
$k_T$	snelheidsparameter totale afbraak bodem	$T^{-1}$
$k$	Boltzmann's constante	$M L^2 T^{-2} \Theta^{-1}$
$p$	Laplace parameter	-
$p_v$	Verzadigde dampspanning	$M L^{-1} T^{-2}$
$r$	plaatscoördinaat op radiale afstandsas	L
$r_B$	Brownse radius van een deeltje of molecuul	L
$r_{ref}$	referentie radius	L
$s$	Oplosbaarheid	$mol L^{-3}$
$t$	tijd	T
$t_{50}$	halfwaarde tijd	T
$v_i$	advectiesnelheid in fase $i$	$L T^{-1}$
$v_e$	effectieve advectiesnelheid in bodem	$L T^{-1}$
$z$	plaatscoördinaat in 1 dimensionaal systeem	L
$A(z)$	oppervlakte-afstand verband	$L^2$
$C_i$	Concentratie in fase $i$	$M L^{-3}$
$C_g$	Concentratie in de gas fase	$M L^{-3}$
$C_{g0}$	Initiële concentratie in de gas fase (op $t=0$ )	$M L^{-3}$
$C_a$	Concentratie in de atmosfeer	$M L^{-3}$
$C_l$	Concentratie in de vloeistoffase	$M L^{-3}$
$C_s$	Concentratie in de vaste fase	$M M^{-1}$
$C_L$	Concentratie in gasfase op diepte $L$	$M L^{-3}$
$C_T$	Totale concentratie	$M M^{-1}$
$C_{T0}$	Initiële totaal concentratie (op $t=0$ )	$M M^{-1}$
$D_i$	Diffusiecoëfficiënt in fase $i$	$L^2 T^{-1}$
$D_l$	Diffusiecoëfficiënt in bodem door vloeistoffase	$L^2 T^{-1}$
$D_g$	Diffusiecoëfficiënt in bodem door gasfase	$L^2 T^{-1}$
$D_{0l}$	Diffusiecoëfficiënt door vrije vloeistoffase	$L^2 T^{-1}$
$D_{0g}$	Diffusiecoëfficiënt door vrije gasfase	$L^2 T^{-1}$
$D_e$	Effectieve diffusiecoëfficiënt	$L^2 T^{-1}$

$E_{in}$	Emissie uit in situ grond	$M T^{-1}$
$\bar{E}_m$	Gemiddelde bolemisssnelheid in het interval $[0,t]$	$M T^{-1}$
$K_H$	Henry coëfficiënt	$L^3 L^{-3}$
$K_d$	Distributiecoëfficiënt grond/water	$L^3 M^{-1}$
$K_{oc}$	Distributiecoëfficiënt water/organisch C	$L^3 M^{-1}$
$K_s$	Slip factor	-
$M_t$	Vervluchtigde massa contaminant van $t=0$ tot $t$	$M$
$M_0$	Totale massa contaminant op $t=0$	$M$
$M_{ref}$	Referentie molmassa	$M mol^{-1}$
$M_m$	Molmassa	$M mol^{-1}$
$R$	retardatiefactor	-
$S$	Oppervlak van verdampende vlak	$L^2$
$T$	Temperatuur	$\Theta$
$\alpha_i$	dispersielengte in fase $i$	$L$
$\epsilon_i$	Volume fractie van fase $i$	$L^3 L^{-3}$
$\epsilon_l$	Volume fractie vloeistof in de bodem	$L^3 L^{-3}$
$\epsilon_g$	Volume fractie gas in de bodem	$L^3 L^{-3}$
$\rho_b$	Droge bulk dichtheid van de bodem	$M L^{-3}$
$\mu$	Dynamische viscositeit	$M L^{-1} T^{-1}$
$\lambda$	Gemiddelde vrije pad van moleculen in gas	$L$
$\kappa_i$	Bodemmatrixfactor diffusie in fase $i$	-
$\tau$	tijd	$T$

## Bijlage 2. Toelichting op de totstandkoming van de in DIVOCOS gebruikte immissiefactoren

De immissiefactoren zijn gebaseerd op berekeningen met drie verschillende luchtverspreidingsmodellen, waarbij steeds als bron een oppervlaktebron van 10 m bij 25 m is gebruikt en een arbitrair gekozen diffuse emissie van  $1 \text{ g d}^{-1}$  is genomen. In eerste instantie zijn met het model PC Stacks versie 4.1<sup>28</sup> de gemiddelde concentraties, 92-percentielen en 99,7-percentielen rondom de bron berekend voor afstanden tot de bron van 100 m of meer. Hierbij is gebruik gemaakt van een bestand met relevante meteorologische gegevens over 5 jaren afkomstig van het KNMI station Eindhoven<sup>29</sup>. Omdat de resultaten van berekeningen met PC Stacks pas geldig zijn bij afstanden van meer dan 100 m vanaf de bron, zijn aanvullend met de modellen SDI versie 1.0<sup>30</sup> en ALOHA versie 5.2.1<sup>31</sup> concentraties berekend voor afstanden tot de bron van resp. minder dan 100 m en 10 tot 500 m. Deze aanvullende berekeningen zijn uitgevoerd bij verschillende meteorologische condities die representatief zijn voor het optreden van kortdurende piekconcentraties. Tenslotte zijn de resultaten van de met deze drie modellen berekende concentraties met behulp van een smoothing procedure op elkaar afgestemd en zijn vervolgens de 'windrichtingsgemiddelde' concentraties<sup>32</sup> per afstand tot de bron berekend.

<sup>28</sup> PC Stacks is een computerprogramma, ontwikkeld en uitgebracht door de KEMA, waarmee de concentratie van een stof in de buitenlucht als gevolg van de emissie uit een puntbron of uit een oppervlaktebron kan worden berekend. Het programma is gebaseerd op het Nieuw Nationaal Model, een verspreidingsmodel dat in de afgelopen jaren is ontwikkeld door KEMA, TNO en RIVM en dat door het ministerie van VROM wordt geaccepteerd als het model voor het uitvoeren van verspreidings-berekeningen om bijvoorbeeld vast te stellen of een in een vergunning opgelegde emissie-eis tevens voldoet aan de luchtkwaliteitseisen op immissieniveau. Een nadeel van het model is dat het niet kan worden toegepast bij afstanden tot minder dan 100 meter van de bron.

<sup>29</sup> Het computermodel PC Stacks bevat twee bestanden met meteorologische gegevens over de periode 1990 t/m 1994, afkomstig van de KNMI weerstations Schiphol en Eindhoven. De gegevens van Schiphol worden als representatief beschouwd voor omstandigheden in de kustgebieden, die van Eindhoven voor de meer landinwaarts gelegen gebieden. Uit een aantal testberekeningen bleek dat met de gegevens van het station Eindhoven gemiddeld genomen iets hogere concentraties werden verkregen. De verschillen waren zodanig klein ten opzichte van de onzekerheden van de met DIVOCOS berekende emissies, dat er voor gekozen is voor alle locaties de gegevens van Eindhoven te gebruiken (conservatieve benadering).

<sup>30</sup> SDI (Short Distance Emissions) is een korte afstand verspreidingsmodel, ontwikkeld door TNO in opdracht van het ministerie van Sociale Zaken. Met dit programma kan de verspreiding van een gasvormige stof benedenwinds van een puntbron als gevolg van een kortdurende emissie (maximaal 60 minuten) worden berekend. Het model is voornamelijk bedoeld om concentraties te berekenen waaraan werknemers kunnen worden blootgesteld, indien een stof vrijkomt, bijvoorbeeld door een bepaald proces of door een ongeval. Het model is geldig voor afstanden tot 100 m van de bron.

<sup>31</sup> ALOHA (Areal Locations Of Hazardous Atmospheres) is een computerprogramma, ontwikkeld en uitgebracht door de NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration, Washington DC, USA) en de EPA (Environmental Protection Agency, USA). Met dit programma kan de verspreiding van een gasvormige stof benedenwinds van een bron als gevolg van een kortdurende emissie (maximaal 60 minuten) worden berekend. De bron kan een puntbron zijn, maar ook een lekkende tank of een vloeistofplas (oppervlaktebron). Het model is voornamelijk bedoeld om verspreidingsberekeningen uit te voeren bij calamiteiten. Het berekent zowel het concentratieverloop in de tijd als met de afstand tot de bron, ook voor korte afstanden.

<sup>32</sup> Doordat over een jaar genomen bepaalde windrichtingen vaker voorkomen dan andere, verschilt de gemiddelde concentratie op bijvoorbeeld 50 m ten noordoosten van de bron van die op 50 m ten westen van de bron. Deze verschillen zijn echter niet al te groot (gemiddeld genomen ongeveer 20% tussen de hoogste en



De aldus verkregen 'windrichtingsgemiddelde' immissieconcentraties zijn gedeeld door de ingevoerde emissie van  $1 \text{ g d}^{-1}$ . Op deze wijze is voor elke afstand tot de bron (variërend van 10 tot 500 meter) en voor elk 'type' concentratie (gemiddelde concentratie, 92-percentiel en 99,7-percentiel) een immissiefactor berekend, uitgedrukt in  $10^{-6} \text{ d m}^{-3}$ . Het model DIVOCOS berekent de immissieconcentraties tijdens de sanering (uitgedrukt in  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) als functie van de afstand tot de bron door deze immissiefactoren te vermenigvuldigen met de berekende gemiddelde emissie van een stof tijdens de sanering (uitgedrukt in  $\text{g d}^{-1}$ ).

#### *Ruwheidslengte*

De verspreiding van een stof in de atmosfeer hangt gedeeltelijk af van de ruwheid van het onderliggende terrein. In het model PC Stacks kunnen bijvoorbeeld verschillende waarden voor de ruwheid worden gekozen, variërend van open zee (met een ruwheidslengte van 0,0002 m) tot stedelijk gebied (met een ruwheidslengte van 2 m). Ook in SDI en ALOHA zijn verschillende ruwheidslengtes in te voeren.

Voor DIVOCOS zijn immissiefactoren voor twee soorten ruwheden berekend, namelijk 0,1 m, representatief voor een open terrein met hooguit een enkel obstakel zoals een laag gebouw of een kleine bossage, en 2 m, representatief voor stedelijk en industrieel gebied (zie ook paragraaf 3.2). Een verdere detaillering in ruwheden is gelet op de beperkte gevoeligheid van de berekende concentraties voor de ruwheid en de beperkte nauwkeurigheid van DIVOCOS niet relevant.

#### *Grootte van het terrein*

Bij het bepalen van de emissiefactoren is uitgegaan van een oppervlaktebron van 10 m bij 25 m oftewel  $250 \text{ m}^2$ . Tevens zijn verspreidingsberekeningen uitgevoerd met andere oppervlakken, variërend van 50 (5 bij 10) tot  $5000 (50 \text{ bij } 100) \text{ m}^2$ . Uit de resultaten van deze berekeningen is gebleken, dat voor oppervlakken van 50 tot  $2500 \text{ m}^2$  de berekende immissieconcentraties op zekere afstand tot de bron en per 'type' concentratie onderling niet meer dan 25% van elkaar afwijken. Bij oppervlakken groter dan  $2500 \text{ m}^2$  wordt de afwijking echter onacceptabel groot. Daarom wordt in het model voor terreinen met een oppervlak van maximaal  $2500 \text{ m}^2$  uitgegaan van dezelfde immissiefactoren en wordt voor grotere sanerings-terreinen aanbevolen het terrein in meerdere deeloppervlakken te splitsen (zie paragraaf 3.4.3).

---

de laagste waarde) vergeleken met de onzekerheden van de met DIVOCOS berekende emissies. Om die reden is besloten de concentraties op een bepaalde afstand van de bron over de verschillende windrichtingen te middelen. Deze gemiddelde waarden worden in de grafiek van het model uitgezet tegen de afstand tot de bron.

## **Referenties Bijlage 2**

Directoraat-Generaal Arbeid (1987) Methoden voor de berekening van immissies op korte afstand van de bron, publicatie S37. Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid, Den Haag.

EIS (1992) ALOHA (Areal Locations Of Hazardous Substances) user's manual for Microsoft Windows. EIS International, Rockville, MD, USA.

TNO (1998) Nieuw Nationaal Model. Verslag van het onderzoek van de projectgroep Revisie Nationaal Model. TNO Rapport R98/306, uitgegeven door Infomil, Den Haag.

### **Bijlage 3. Overzicht van de in DIVOCOS voorkomende stoffen en hun grenswaarden**

In Tabel B3.1 in deze bijlage wordt een overzicht gegeven van de toxicologische grenswaarden en CAS nummers van alle 117 stoffen en stofgroepen die in het model DIVOCOS zijn opgenomen, aangevuld door een lijst met referenties voor de geselecteerde toxicologische grenswaarden.

In de tabel wordt onderscheid gemaakt in de toxicologische grenswaarden voor langdurige, middellange en acute blootstelling, in het protocol steeds aangeduid als resp. 'chronic MRL', 'intermediate MRL' en 'acute MRL'.

Bij de chronische grenswaarden is in de tabel tevens aangegeven wat de herkomst is van de desbetreffende waarde. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in TCL waarden (Toelaatbare Concentratie in Lucht), voorlopige TCL waarden en voorlopige ad hoc TCL waarden, 'chronic MRL' waarden van de ATSDR (aangeduid als ATSDR) en RfC waarden van de US-EPA (aangeduid als RfC). In paragraaf 3.6.1 van het protocol is een toelichting gegeven op deze van verschillende instanties afkomstige chronische grenswaarden. Voor drie stoffen worden andere chronische grenswaarden opgevoerd (dan van RIVM, ATSDR of US-EPA). Voor enkele stoffen is de TCL gelijk gesteld aan de geurdrempel, hetgeen in de tabel is aangegeven.

Nota bene: Grenswaarden worden wel eens aangepast, bijvoorbeeld als er nieuwe toxicologische informatie beschikbaar is, waardoor een beter onderbouwde waarde kan worden afgeleid. Zulke wijzigingen komen niet vaak voor, maar de gebruiker van het protocol wordt aanbevolen dit af en toe te controleren. Voor TCL waarden kan men advies inwinnen bij het RIVM, voor de door de ATSDR afgeleide waarden en de RfC waarden kan men de in paragraaf 3.6.1 vermelde websites raadplegen.

Tabel B3.1. Overzicht van toxicologische grenswaarden uit het beoordelingskader van het protocol

Stofnaam	CAS nr	'Chronic MRL' ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Herkomst 'Chronic MRL'	Referentie	'Intermediate MRL' ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	'Acute MRL' ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Herkomst 'Acute & Intermediate MRL'	Referentie
1,1,1-trichloroethane	71-55-6	380	TCL	RIVM 2009a	3780	10800	ATSDR	ATSDR 2006a
1,1,2,2-tetrachloroethane	79-34-5	175	TCL (voorlopig)	RIVM2009a	NB	NB	-	ATSDR 2008a
1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroethane	76-13-1	27000	TCL (voorlopig)	RIVM 1996a	NB	NB	-	-
1,1,2-trichloroethane	79-00-5	17	TCL (voorlopig)	RIVM 2009a	NB	NB	-	-
1,1-dichloroethane	75-34-3	370	TCL (voorlopig)	RIVM 1995	NB	NB	-	-
1,1-dichloroethene	75-35-4	200	TCL	RIVM 2009a	h	NB	ATSDR	ATSDR 1990a
1,1-dimethylhydrazine	57-14-7	NB	-	-	0,5	NB	ATSDR	ATSDR 1997a
1,2,3-trichloropropane	96-18-4	NB	-	-	NB	2	ATSDR	ATSDR 1992a
1,2-dibromo-3-chloropropane	96-12-8	0,2	RfC	US-EPA 1991	2	NB	ATSDR	ATSDR 1992b
1,2-dichloroethane	107-06-2	48	TCL <sup>a</sup>	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
1,3-dichloropropene	542-75-6	25	TCL <sup>a</sup>	RIVM 2009a	37	NB	ATSDR	ATSDR 2008b
1,4-dioxane	123-91-1	450	TCL (ad hoc)	RIVM 1997a	3600	7400	ATSDR	ATSDR 2007a
1-chloronaphthalene	90-13-1	1	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	NB	-
2-butoxyethanol	111-76-2	960	MRL	ATSDR	14400	28800	ATSDR	ATSDR 1998d
2-chloronaphthalene	91-58-7	1	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	NB	-
4-chloro-2-methylphenol	1570-64-5	90	TCL (voorlopig)	RIVM 1998	NB	NB	NB	-
4-chloro-3-methylphenol	59-50-7	1300	TCL (voorlopig)	RIVM 1998	NB	NB	NB	-
acenaphthene	83-32-9	NB	-	-	NB	NB	NB	-
acenaphthylene	208-96-8	NB	-	-	NB	NB	-	-
acetone	67-64-1	500	TCL (ad hoc)	RIVM 1994a	30810	61620	ATSDR	ATSDR 1994a
acrolein	107-02-8	0,5	TCL	RIVM 1994b	NB	25 (30 min gem.)	VROM Luchtkwaliteit	VROM 1999
acrylonitrile	107-13-1	9	TCL <sup>a</sup>	RIVM 2009b	NB	221	ATSDR	ATSDR 1990b
alpha-hexachlorocyclohexane	319-84-6	0,2	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
anthracene	120-12-7	NB	NB	-	NB	NB	-	-
aromatic-solvents	no CAS	800	TCL <sup>b</sup>	RIVM 1995	NB	NB	-	-
benzene	71-43-2	20	TCL <sup>a</sup>	RIVM 2001a	20	30	ATSDR	ATSDR 2007b
beta-hexachlorocyclohexane	319-85-7	0,03	Duitse norm	FoBiG 1992	NB	NB	-	-
bis(2-chloroethyl)ether	111-44-4	NB	-	-	119	NB	ATSDR	ATSDR 1989a
bis(chloromethyl)ether	542-88-1	NB	-	-	1	NB	ATSDR	ATSDR 1989b
bromoethane	74-96-4	5	RfC	US-EPA 1992	NB	NB	-	-
butanol	71-36-3	550	TCL (voorlopig)	RIVM 1995	NB	NB	-	-
butylacetate	123-86-4	1000	TCL	RIVM 1995	NB	NB	-	-
carbaryl	63-25-2	10	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
carbonylsulfide	75-15-0	1000	MRL	ATSDR 1995	NB	NB	-	-
chlordane	57-74-9	0,02	TCL (voorlopig)	RIVM 1995	0,2	NB	ATSDR	ATSDR 1994b
chloroaniline	27134-26-5	4	TCL (voorlopig)	RIVM 1998	NB	NB	-	-

Stofnaam	CAS nr	'Chronic MRL' (µg m <sup>-3</sup> )	Herkomst 'Chronic MRL'	Referentie	'Intermediate MRL' (µg m <sup>-3</sup> )	'Acute MRL' (µg m <sup>-3</sup> )	Herkomst 'Acute & Intermediate MRL'	Referentie
chlorobenzene	108-90-7	500	TCL	RIVM 2001a	NB	NB		
chloroethane	75-00-3	1000	TCL (ad hoc)	RIVM 1997b	NB	39750	ATSDR	ATSDR 1998a
chloromethane	74-87-3	103	ATSDR	ATSDR 1998b	412	1000	ATSDR	ATSDR 1998b
chlorophenol	25167-80-0	NB	-	-	NB	NB	-	-
cis-1,2-dichloroethylene	156-59-2	60	TCL	RIVM 2009a	NB	NB		
cresol	1319-77-3	170	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
cyclohexane	110-82-7	18400	TCL <sup>c</sup>	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
cyclohexanone	108-94-1	136	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
delta-hexachlorocyclohexane	319-86-8	NB	-	-	NB	NB		
dichlobenil	1194-65-6	15	TCL (ad hoc)	RIVM1997f	NB	NB	-	-
dichloroaniline	27134-27-6	NB	-	-	NB	NB		
dichlorobenzene	25321-22-6	600	TCL <sup>d</sup>	RIVM 2001a	1200 (para)	12000 (para)	ATSDR	ATSDR 2006b
dichlorobromomethane	75-27-4	NB	-	-	NB	NB	-	-
dichloromethane	75-09-2	3000	TCL	RIVM 2001a	TCL is kortdurend	TCL is kortdurend	-	-
dichlorophenol	25167-81-1	NB	-	-	NB	NB		
dichloropropane	26638-19-7	12	TCL	RIVM 1998	35	250	ATSDR	ATSDR 1989c
dichlorvos	62-73-7	0,6	MRL	ATSDR 1997b	3	18	ATSDR	ATSDR 1997b
dicyclopentadiene	77-73-6	16	Geurdrempel	RIVM 1997c	NB	NB	-	-
diethyleneglycol	111-46-6	NB	-	-	NB	NB	-	-
diisobutylketone	108-83-8	620	TCL (ad hoc)	RIVM 2001b	NB	NB	-	-
dimethylformamide	68-12-2	30	TCL (ad hoc)	RIVM 1996b	NB	NB	-	-
ethanol	64-17-5	170000	TCL <sup>a</sup>	RIVM 2008	NB	NB	-	-
ethylacetate	141-78-6	4200	TCL (voorlopig)	RIVM 1998	NB	NB	-	-
ethylacetone	107-87-9	875	TCL (ad hoc)	RIVM 1997d	NB	NB		
ethylbenzene	100-41-4	770	TCL	RIVM 2001a	3045	43500	ATSDR	ATSDR 2007c
ethyleneglycol	107-21-1	NB	-	-	NB	2000	ATSDR	ATSDR 2007d
ethyleneoxide	75-21-8	3	TCL <sup>a</sup>	VROM 1999	165	NB	ATSDR	ATSDR 1990c
fluorene	86-73-7	NB	-	-	NB	NB	-	-
formaldehyde	50-00-0	1,2	TCL <sup>c</sup>	RIVM 1995	37	49	ATSDR	ATSDR 1999a
gamma-hexachlorocyclohexane	58-89-9	0,1	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
heptachlor	76-44-8	0,5	TCL (voorlopig)	RIVM 1995	NB	NB	-	-
heptachlorepoxyde	1024-57-3	0,5	TCL (voorlopig)	RIVM 1995	NB	NB	-	-
heptane	142-82-5	18400	TCL <sup>f</sup>	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
hexachlorobenzene	118-74-1	0,75	TCL <sup>a</sup>	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
hexachlorocyclopentadiene	77-47-4	2,2	MRL	ATSDR 1999b	113	NB	ATSDR	ATSDR 1999b
hexachloroethane	67-72-1	87	TCL (voorlopig)	RIVM 2009a	58080	58080	ATSDR	ATSDR 1997c
hexamethylenediisocyanate	822-06-0	0,07	MRL	ATSDR1998c	0,2	NB	ATSDR	ATSDR 1998c
hexane	110-54-3	200	TCL (voorlopig)	RIVM 2000a	NB	NB	-	-
hydrazine	302-01-2	NB	-	-	5,2	NB	ATSDR	ATSDR 1997a

Stofnaam	CAS nr	'Chronic MRL' ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Herkomst 'Chronic MRL'	Referentie	'Intermediate MRL' ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	'Acute MRL' ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Herkomst 'Acute & Intermediate MRL'	Referentie
hydrogensulfide	7783-06-4	2	RfC	US-EPA 2003	28	98	ATSDR	ATSDR 2006d
isopropanol	67-63-0	2200	TCL	RIVM 1998	NB	NB	-	-
mercury	7439-97-6	0,2	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
methanol	67-56-1	1100	TCL	RIVM 1995	NB	NB	-	-
methylethylketone	78-93-3	875	TCL	RIVM 1995	NB	NB	-	-
methyl-t-butylether	1634-04-4	2600	TCL	RIVM 2009c	2527	7220	ATSDR	ATSDR 1996
mineral oil,aromatic,C10-C12	geen	200	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
mineral oil,aromatic,C12-C16	geen	200	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
mineral oil,aromatic,C16-C21	geen	NB	-	-	NB	NB	-	-
mineral oil,aromatic,C5-C7	geen	400	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
mineral oil,aromatic,C7-C8	geen	400	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
mineral oil,aromatic,C8-C10	geen	200	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
mineral-oil,aliphatic,C10-C12	geen	1000	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
mineral-oil,aliphatic,C12-C16	geen	1000	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
mineral-oil,aliphatic,C5-C6	geen	18400	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
mineral-oil,aliphatic,C6-C8	geen	18400	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
mineral-oil,aliphatic,C8-C10	geen	1000	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
naphthalene	91-20-3	25	TCL	RIVM 2006	NB	NB	-	-
N-methylpyrrolidone	872-50-4	71	TCL	RIVM 1999	NB	NB	-	-
octane	111-65-9	18400 <sup>g</sup>	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
pentachlorobenzene	608-93-5	NB	-	-	NB	NB	-	-
phenanthrene	85-01-8	NB	-	-	NB	NB	-	-
phenol	108-95-2	20	-	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
propyleneglycol	57-55-6	500	TCL	RIVM 1997e	i	NB	ATSDR	ATSDR 1997d
pyridine	110-86-1	120	geurdrempel	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
styrene	100-42-5	900	TCL	RIVM 2001a		12700 (24 uur), 3800 ( 1 week)	RIVM	RIVM 2005
tetrachlorobenzene	12408-10-5	NB	-	-	NB	NB	-	-
tetrachloroethene	127-18-4	250	TCL	RIVM 2001a	NB	6800 (1 tot enkele uren), 1360 (tot 14 dagen)	RIVM	RIVM 1996c
tetrachloromethane	56-23-5	60	TCL	RIVM 2001a	192	1900 (7 uur)	ATSDR, OEHHA	ATSDR 2005a, OEHHA 1999
tetrachlorophenol	25167-83-3	NB	-	-	NB	NB	-	-
tetrahydrofuran	109-99-9	350	TCL	RIVM 2000b	NB	NB	-	-
tetrahydrothiophene	110-01-0	650	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
toluene	108-88-3	400	TCL	RIVM 2001a	NB	3800	ATSDR	ATSDR 2000
Trans-1,2-dichloroethylene	156-60-5	60	TCL	RIVM 2009a	796	796	ATSDR	ATSDR 1996
tribromomethane	75-25-2	100	TCL	RIVM 1998	NB	NB	-	-

Stofnaam	CAS nr	'Chronic MRL' ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Herkomst 'Chronic MRL'	Referentie	'Intermediate MRL' ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	'Acute MRL' ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Herkomst 'Acute & Intermediate MRL'	Referentie
trichlorobenzene	12002-48-1	50	TCL	RIVM 2001a	NB	NB	-	-
trichloroethene	79-01-6	200	TCL	RIVM 2001a	548	10950	ATSDR	ATSDR 1997e
trichloromethane	67-66-3	100	TCL	RIVM 2001a	249	497	ATSDR	ATSDR 1997f
trichlorophenol	25167-82-2	NB	-	-	NB	NB	-	-
vinylacetate	108-05-4	200	RfC	US-EPA 1990	NB	NB	-	-
vinylchloride	75-01-4	3,6	TCL <sup>a</sup>	RIVM 2001a	78	1302	ATSDR	ATSDR 2006c
xylenes	1330-20-7	870	TCL	RIVM 2001a	2604	8680	ATSDR	ATSDR 2005b

NB niet beschikbaar

- a) Norm is gebaseerd op carcinogeniteit. Conform de definitie voor het Maximum Toelaatbaar Risico zoals vastgelegd in de VROM notitie "Omgaan met Risico's" uit 1988, komt deze TCL overeen met de geschatte concentratie die bij levenslange expositie leidt tot een extra kankerrisico van 1 op de 10.000 (1 op  $10^6$  per jaar).
- b) Benaming voluit: hoog-kokende aromatische oplosmiddelen, ook wel aangeduid als *aromatic naphta*. Dit is een fractie van minerale olie die rijk is aan alkylbenzenen. De voornaamste alkylbenzenen in aromatic naphta zijn: isopropylbenzeen, n-propylbenzeen, 1-methyl-4-ethylbenzeen, 1-methyl-3-ethylbenzeen, 1-methyl-2-ethylbenzeen, 1,3,5-trimethylbenzeen, 1,2,4-trimethylbenzeen en 1,2,3-trimethylbenzeen. De in de tabel genoemde TCL geldt voor het mengsel als geheel. Bodemverontreinigingen met op aromatic naphta gelijkende mengsels ontstaan bij lozing van benzine of andere petroleumproducten en daarop volgende verdamping van de vluchtige componenten (het achterblijvende residu is qua samenstelling vergelijkbaar met aromatic naphta). Grenswaarden voor minerale oliecontaminaties in het algemeen zijn beschreven in RIVM (2001a). In het onderdeel getiteld 'Total petroleum hydrocarbons' in dat rapport, worden fractie-specifieke *reference concentrations* (=TCLs) genoemd die gebruikt kunnen worden wanneer de 'whole-product approach' (gebruik TCL voor het totale in de bodem aanwezige mengsel) niet toepasbaar is. Voor de aromatische fractie met daarin de genoemde alkylbenzenen - deze fractie bestaat in totaal uit 77 stoffen - wordt in het rapport over minerale olie een *Reference Concentration* aanbevolen van 200 microgram  $\text{m}^{-3}$ . Voor verdere informatie zie RIVM (2001a).
- c) Deze TCL is de fractiespecifieke Reference Concentration (RfC) voor de C<sub>5</sub>-C<sub>8</sub> alifatische koolwaterstoffen zoals aanwezig in minerale olie. Cyclohexaan valt onder deze fractie. De TCL is ontleend aan de beoordeling voor minerale olie in RIVM (2001a).
- d) De TCL van 600  $\mu\text{g m}^{-3}$  geldt voor de isomeer 1,2- dichloorbenzeen. De TCL voor 1,4- dichloorbenzeen bedraagt 670  $\mu\text{g m}^{-3}$  en voor 1,3- dichloorbenzeen is geen TCL afgeleid. Omdat in saneringsrapporten vrijwel nooit onderscheid wordt gemaakt tussen de drie isomeren van dichloorbenzeen, is er vanuit praktisch oogpunt voor gekozen de TCL van 600  $\mu\text{g m}^{-3}$  te hanteren voor alle drie de isomeren.
- e) De voor formaldehyde opgevoerde TCL is bedoeld als lange-termijn gemiddelde. De TCL is geëxtrapoleerd op basis van een NOAEL van 120  $\mu\text{g m}^{-3}$  in een kortdurende studie bij de mens. Gezien de aard van het kritische effect van formaldehyde is de destijds gebruikte onzekerheidsfactor van 100 wellicht te hoog. Een alternatief voor de in de tabel opgevoerde TCL is de Air Quality Guideline van de WHO voor de algemene bevolking. Deze bedraagt 100  $\mu\text{g m}^{-3}$  als 30-min gemiddelde (WHO, 2000).
- f) Deze TCL is de fractiespecifieke Reference Concentration (RfC) voor de C<sub>5</sub>-C<sub>8</sub> alifatische koolwaterstoffen zoals aanwezig in minerale olie. Heptaan valt onder deze fractie. De TCL is ontleend aan de beoordeling voor minerale olie in RIVM (2001a).
- g) Deze TCL is de fractiespecifieke Reference Concentration (RfC) voor de C<sub>5</sub>-C<sub>8</sub> alifatische koolwaterstoffen zoals aanwezig in minerale olie. Octaan valt onder deze fractie. De TCL is ontleend aan de beoordeling voor minerale olie in RIVM (2001a).
- h) De intermediate MRL voor 1,1-dichlooretheen zoals afgeleid door ATSDR is lager dan de RIVM-TCL (waarde daarom niet in tabel opgenomen).
- i) De intermediate MRL voor propyleenglycol zoals afgeleid door ATSDR is lager dan de RIVM-TCL (waarde daarom niet in tabel opgenomen).

### **Referenties bij Tabel B3.1**

ATSDR (1989a) Toxicological Profile for Bis(2-chloroethyl) Ether (BCEE). December 1989.

ATSDR (1989b) Toxicological Profile for Bis(2-chloromethyl) Ether (BCME). December 1989.

ATSDR (1989c) Toxicological Profile for 1,2-Dichloropropane. December 1989.

ATSDR (1990a) Toxicological Profile for 1,1-Dichloroethene. December 1990.

ATSDR (1990b) Toxicological Profile for Acrylonitrile. December 1990.

ATSDR (1990c) Toxicological Profile for Ethylene Oxide. December 1990.

ATSDR (1992a) Toxicological Profile for 1,2,3-Trichloropropane. December 1992.

ATSDR (1992b) Toxicological Profile for 1,2-dibromo-3-chloropropane. September 1992.

ATSDR (1994a) Toxicological Profile for Acetone. May 1994.

ATSDR (1994b) Toxicological Profile for Chlordane. May 1994.

ATSDR (1995) Toxicological Profile for carbon disulfide. August 1995.

ATSDR (1996) Toxicological Profile for Methyl-tert-butyl Ether. August 1996.

ATSDR (1997a) Toxicological Profile for Hydrazines. September 1997.

ATSDR (1997b) Toxicological Profile for Dichlorvos. September 1997.

ATSDR (1997c) Toxicological Profile for Hexachloroethane. September 1997.

ATSDR (1997d) Toxicological Profile for Propylene glycol. September 1997.

ATSDR (1997e) Toxicological Profile for Trichloroethylene. September 1997.

ATSDR (1997f) Toxicological Profile for Chloroform. September 1997.

ATSDR (1998a) Toxicological Profile for Chloroethane. December 1998

ATSDR (1998b) Toxicological Profile for Chloromethane. December 1998

ATSDR (1998c) Toxicological Profile for Hexamethylene Diisocyanate. August 1998

ATSDR (1998d) Toxicological Profile for Butoxyethanol and 2-Butoxyethanol Acetate. August 1998



- ATSDR (1999a) Toxicological Profile for Formaldehyde. July 1998.
- ATSDR (1999b) Toxicological Profile for Hexachlorocyclopentadiene (HCCPD). July 1998.
- ATSDR (2000) Toxicological Profile for Toluene. September 2000.
- ATSDR (2005a) Toxicological Profile for Carbon Tetrachloride. September 2005.
- ATSDR (2005b) Toxicological Profile for Xylenes. September 2005.
- ATSDR (2006a) Toxicological Profile for 1,1,1-Trichloroethane. July 2006.
- ATSDR (2006b) Toxicological Profile for Dichlorobenzenes. August 2006.
- ATSDR (2006c) Toxicological Profile for Vinyl Chloride. July 2006.
- ATSDR (2006d) Toxicological Profile for Hydrogen Sulfide. August 2006.
- ATSDR (2007a) Toxicological Profile for 1,4 Dioxane Draft for Public Comment September 2007.
- ATSDR (2007b) Toxicological Profile for Benzene. August 2007.
- ATSDR (2007c) Toxicological Profile for Ethylbenzene. Draft for public comment. September 2007.
- ATSDR (2007d) Toxicological Profile for Ethylene Glycol. Draft for public comment. September 2007.
- ATSDR (2008a) Toxicological Profile for 1,1,2,2-tetrachloroethane. September 2008.
- ATSDR (2008b) Toxicological Profile for Dichloropropenes. September 2008
- FoBiG (1992) Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten - Zusammenfassungen der einzelberichten. Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe GmbH (FoBiG), Freiburg im Breisgau, Germany.
- OEHHA (1999) Determination of Acute Reference Exposure Levels for Airborne Toxicants March 1999 C - 68 - Carbon Tetrachloride. Acute Toxicity Summary.  
[http://www.oehha.ca.gov/air/acute\\_rels/pdf/56235A.pdf](http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/pdf/56235A.pdf) Geraadpleegd op 21-08-2007
- RIVM (1994a) Bodemverontreiniging met aceton, voorlopige evaluatie humane toxicologie. Interne notitie van P. Janssen aan J. Kliet d.d. oktober 1994.
- RIVM (1994b) Update of the exploratory report Acrolein. RIVM rapport nr 601014001.

- RIVM (1995) Human-Toxicological Criteria for Serious Soil Contamination: Compounds evaluated in 1993 & 1994. RIVM-rapport 715810009 d.d. augustus 1995.
- RIVM (1996a) Mogelijkheid tot afleiden van voorlopige MTR voor CFK-113. Interne notitie van M. Wouters & P. Janssen aan J. Kliest d.d. 7 oktober 1996.
- RIVM (1996b) Bodemverontreiniging met dimethylformamide, voorlopige evaluatie humane toxicologie. Interne notitie van J. van Engelen & P. Janssen aan J. Kliest d.d. 17 juni 1996.
- RIVM (1996c) Perchloorethyleen: afleiding toxicologische richtwaarden voor kortdurende exposities. RIVM/CSR Ad hoc-advies d.d. 10 september 1996
- RIVM (1997a) Ad hoc advies inzake 1,4-dioxaan. Intern advies uitgebracht door P. Janssen et al. in opdracht van J. Kliest. d.d. 24-3-1997.
- RIVM (1997b) Ad hoc advies inzake monochloorethaan i.v.m. aanwezigheid van monochloorethaan in de bodem. Intern advies uitgebracht door M. Wouters & P. Janssen in opdracht van J. Kliest. d.d. 16 december 1997
- RIVM (1997c) Dicyclopentadien: voorlopige humaan-toxicologische MTR voor de afleiding van een EBVC. Interne notitie van M. Meijerink & P. Janssen aan F. Swartjes d.d. 26 oktober 1997.
- RIVM (1997d) Afleiding voorlopige MTR voor ethylaceton - voorlopige evaluatie humane toxicologie n.a.v. vraag van RIMH Noord Brabant in opdracht van J. Kliest d.d. 22-7-1997.
- RIVM (1997e) Ad hoc advies inzake propyleenglycol i.v.m. lekkage van propyleenglycol uit warmtepompen. Intern advies uitgebracht door P. Janssen & M. Meijerink in opdracht van J. Kliest. d.d. 1 december 1997.
- RIVM (1997f) Ad hoc advies inzake Dichlobenil. Uitgebracht aan Jan Kliest (RIVM/IEM) door P. Janssen et al. (RIVM/CSR). Mei 1997
- RIVM (1998) Maximum Permissible Risk Levels for Human Intake of Soil Contaminants: Fourth Series of Compounds. RIVM-rapport nr. 711701004 d.d. maart 1998.
- RIVM (1999) Ad hoc advies inzake N-methylpyrrolidon: afleiding voorlopige humaan-toxicologische MTR. Intern advies uitgebracht door A.J. Baars & P. Janssen in opdracht van J. Kliest. d.d. 4 april 1999.
- RIVM (2000a) Ad hoc advies inzake n-hexaan: afleiding voorlopige humaan-toxicologische MTR. Intern advies uitgebracht door P. Janssen & G. Speijers in opdracht van M. Mennen, d.d. 19 januari 2000.

- RIVM (2000b) Emissie en verspreiding van geur en toxische stoffen in de omgeving van de Tweede en Derde Merwedehaven te Dordrecht en de hiermee samenhangende gezondheidsaspecten. RIVM rapport nr. 609021018 d.d. September 2000..
- RIVM (2001a) Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. Auteurs: A.J. Baars et al. RIVM rapport nr. 711701025.
- RIVM (2001b) Ad hoc advies inzake diisobutylketon: afleiding voorlopige humaan-toxicologische MTR. Intern advies uitgebracht door P. Janssen & G. Speijers in opdracht van J. Kliet. d.d. 10-01-2001.
- RIVM (2005) Afleiding kortdurende grenswaarden voor inhalatie van styreen. RIVM/SIR Ad hoc-advies 14-09-2005.
- RIVM (2006) Afleiding chronische grenswaarde voor inhalatie van naftaleen. RIVM/SIR Ad hoc-advies 17-05-2006.
- RIVM (2008) Afleiding van 41 ad hoc MTR's 2007. Rapport van Rijkswaterstaat Waterdienst rapport no. 2008.007. [Afleiding uitgevoerd door RIVM.]
- RIVM (2009a) Environmental risk limits for twelve volatile aliphatic hydrocarbons - An update considering human-toxicological data. RIVM Report 601782013. In preparation.
- RIVM (2009b) Environmental risk limits for acrylonitrile. RIVM Letter report 601782015/2009. Auteur: R. van Herwijnen. In Preparation.
- RIVM (2009c) Re-evaluation of some human-toxicological Maximum Permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001. RIVM Report no. 711701092.
- US-EPA (1990) IRIS-File Vinyl acetate. Reference Concentration for Chronic Inhalation Exposure (RfC). Last Revised — 10/01/1990.
- US-EPA (1991) IRIS-file voor 1,2-Dibromo-3-chloropropane (DBCP) (CAS 96-12-8) Last Revised, 10/01/1991.
- US-EPA (1992) IRIS-file voor bromoethane. Last Revised, 10/01/1992.
- US-EPA (2003) IRIS-file voor hydrogen sulfide. Last Revised, 28/07/2003.
- VROM (1999) Stoffen en normen. Overzicht van belangrijke stoffen en normen in het milieubeleid. Samson, Alphen aan den Rijn. VROM, Den Haag.

## Bijlage 4. Overzicht van de in DIVOCOS voorkomende stoffen op CAS nummer

In Tabel B4.1 is een overzicht gegeven van alle in DIVOCOS voorkomende stoffen en stofgroepen opgenomen op volgorde van CAS nummer inclusief de in het model gehanteerde Engelse naam en de meest voorkomende Nederlandse naam. Een aantal mengsels (fracties van minerale olie) hebben geen CAS nummer. Deze mengsels zijn aan het eind van de tabel te vinden.

In paragraaf 3.3.7 is aangegeven hoe de gebruiker met behulp van dit overzicht de in DIVOCOS gehanteerde naam van de stof kan opzoeken als de stof onder een andere naam voorkomt in bijvoorbeeld een saneringsrapport.

*Tabel B4.1. Overzicht van de CAS nummers en de Engelstalige en Nederlandse namen van de in DIVOCOS opgenomen stoffen en stofgroepen*

CAS nr	stofnaam in DIVOCOS	Nederlandse stofnaam
50-00-0	formaldehyde	formaldehyde
56-23-5	tetrachloromethane	tetrachloormethaan
57-14-7	1,1-dimethylhydrazine	1,1-dimethylhydrazine
57-55-6	propyleenglycol	propyleenglycol
57-74-9	chlordane	chlordaan
58-89-9	gamma-hexachlorocyclohexane	gamma-hexachloorcyclohexaan
59-50-7	4-chloro-3-methylphenol	4-chloor-methylfenol
62-73-7	dichlorvos	dichloorvos
63-25-2	carbaryl	carbaryl
64-17-5	ethanol	ethanol
67-56-1	methanol	methanol
67-63-0	isopropanol	isopropanol
67-64-1	acetone	aceton
67-66-3	trichloromethane	trichloormethaan
67-72-1	hexachloroethane	hexachloorethaan
68-12-2	dimethylformamide	dimethylformamide
71-36-3	butanol	butanol
71-43-2	benzene	benzeen
71-55-6	1,1,1-trichloroethane	1,1,1-trichloorethaan
74-87-3	chloromethane	chloromethaan
74-96-4	bromoethane	broommethaan
75-00-3	chloroethane	chloroethaan
75-01-4	vinylchloride	vinylchloride
75-09-2	dichloromethane	dichloormethaan
75-15-0	carbonyldisulfide	koolstofdisulfide
75-21-8	ethyleneoxide	ethyleenoxide
75-25-2	tribromomethane	tribroommethaan
75-27-4	dichlorobromomethane	broomdichloormethaan
75-34-3	1,1-dichloroethane	1,1-dichloorethaan

Vervolg Tabel B4.1

CAS nr	stofnaam in DIVOCOS	Nederlandse stofnaam
75-35-4	1,1-dichloroethene	1,1-dichlooretheen
76-13-1	1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroethane	1,1,2-trichloor-1,2,2-trifluorethaan
76-44-8	heptachlor	heptachlor
77-47-4	hexachlorocyclopentadiene	hexachloorcyclopentadien
77-73-6	dicyclopentadiene	dicyclopentadien
78-93-3	methylethylketone	methylethylketon
79-00-5	1,1,2-trichloroethane	1,1,2-trichloorethaan
79-01-6	trichloroethene	trichlooretheen
79-34-5	1,1,2,2-tetrachloroethane	1,1,2,2-tetrachloorethaan
83-32-9	acenaphthene	acenafteen
85-01-8	phenanthrene	fenanthreen
86-73-7	fluorene	fluoreen
90-13-1	1-chloronaphthalene	1-chloornaftaleen
91-20-3	naphthalene	naftaleen
91-58-7	2-chloronaphthalene	2-chloornaftaleen
96-12-8	1,2-dibromo-3-chloropropane	1,2-dibroom-3-chloorpropaan
96-18-4	1,2,3-trichloropropane	1,2,3-trichloorpropaan
100-41-4	ethylbenzene	ethylbenzeen
100-42-5	styrene	styreen
107-02-8	acrolein	acroleine
107-06-2	1,2-dichloroethane	1,2-dichloorethaan
107-13-1	acrylonitrile	acrylonitril
107-21-1	ethyleneglycol	ethyleenglycol
107-87-9	ethylacetone	ethylaceton
108-05-4	vinylacetate	vinylacetaat
108-83-8	diisobutylketone	diisobutylketon
108-88-3	toluene	tolueen
108-90-7	chlorobenzene	chloorbenzeen
108-94-1	cyclohexanone	cyclohexanon
108-95-2	phenol	fenol
109-99-9	tetrahydrofuran	tetrahydrofuran
110-01-0	tetrahydrothiophene	tetrahydrothiofeen
110-54-3	hexane	hexaan
110-82-7	cyclohexane	cyclohexaan
110-86-1	pyridine	pyridine
111-44-4	bis(2-chloroethyl)ether	bis(2-chloorethyl)ether
111-46-6	diethyleneglycol	diethyleenglycol
111-65-9	octane	octaan
111-76-2	2-butoxyethanol	2-butoxyethanol
118-74-1	hexachlorobenzene	hexachloorbenzeen
120-12-7	anthracene	anthraceen
123-86-4	butylacetate	butylacetaat
123-91-1	1,4-dioxane	1,4-dioxaan
127-18-4	tetrachloroethene	tetrachlooretheen
141-78-6	ethylacetate	ethylacetaat

Vervolg Tabel B4.1

CAS nr	stofnaam in DIVOCOS	Nederlandse stofnaam
142-82-5	heptane	heptaan
156-59-2	cis-1,2-dichloroethylene	cis-1,2-dichloorethyleen
156-60-5	trans-1,2-dichloroethylene	trans-1,2-dichloorethyleen
208-96-8	acenaphthylene	acenaftyleen
302-01-2	hydrazine	hydrazine
319-84-6	alpha-hexachlorocyclohexane	alfa-hexachloorcyclohexaan
319-85-7	beta-hexachlorocyclohexane	beta-hexachloorcyclohexaan
319-86-8	delta-hexachlorocyclohexane	delta-hexachloorcyclohexaan
542-75-6	1,3-dichloropropene	1,3-dichloorpropeen
542-88-1	bis(chloromethyl)ether	bis(chloormethyl)ether
608-93-5	pentachlorobenzene	pentachloorbenzeen
822-06-0	hexamethylenediisocyanate	hexamethyleen diisocyanaat
872-50-4	N-methylpyrrolidone	N-methylpyrrolidon
1024-57-3	heptachlorepoxyde	heptachlorepoxyde
1194-65-6	dichlobenil	dichlobenil
1319-77-3	cresol	cresol
1330-20-7	xylenes	xylenen
1570-64-5	4-chloro-2-methylphenol	4-chloor-methylfenol
1634-04-4	methyl-t-butylether	methyl-t-butylether
7439-97-6	mercury	kwik
7783-06-4	hydrogensulfide	waterstofsulfide
12002-48-1	trichlorobenzene	trichloorbenzeen
12408-10-5	tetrachlorobenzene	tetrachloorbenzeen
25167-80-0	chlorophenol	chloorfenol
25167-81-1	dichlorophenol	dichloorfenol
25167-82-2	trichlorophenol	trichloorfenol
25167-83-3	tetrachlorophenol	tetrachloorfenol
25321-22-6	dichlorobenzene	dichloorbenzeen
26638-19-7	dichloropropane	dichloorpropaan
27134-26-5	chloroaniline	chlooraniline
27134-27-6	dichloroaniline	dichlooraniline
geen	aromatic-solvents	aromatische oplosmiddelen
geen	mineral oil,aromatic,C10-C12	minerale olie,aromatische C10-C12 fractie
geen	mineral oil,aromatic,C12-C16	minerale olie,aromatische C12-C16 fractie
geen	mineral oil,aromatic,C16-C21	minerale olie,aromatische C16-C21 fractie
geen	mineral oil,aromatic,C5-C7	minerale olie,aromatische C5-C7 fractie
geen	mineral oil,aromatic,C7-C8	minerale olie,aromatische C7-C8 fractie
geen	mineral oil,aromatic,C8-C10	minerale olie,aromatische C8-C10 fractie
geen	mineral-oil,aliphatic,C10-C12	minerale olie,alifatische C10-C12 fractie
geen	mineral-oil,aliphatic,C12-C16	minerale olie,alifatische C12-C16 fractie
geen	mineral-oil,aliphatic,C5-C6	minerale olie,alifatische C5-C6 fractie
geen	mineral-oil,aliphatic,C6-C8	minerale olie,alifatische C6-C8 fractie
geen	mineral-oil,aliphatic,C8-C10	minerale olie,alifatische C8-C10 fractie

## Bijlage 5. Toelichting op de wijze van afleiding van Minimal Risk Levels door de ATSDR

De Minimal Risk Levels (MRLs) zijn schattingen van concentraties<sup>33</sup> die bij de gespecificeerde blootsteldingsduur (acuut, *intermediate* of chronisch) veilig zijn voor de mens. De ATSDR leidt zowel orale als inhalatoire MRLs af. In het huidige kader (protocol voor bodemsaneringen) zijn alleen de inhalatoire MRLs van belang.

De methode die gebruikt wordt voor het afleiden van de MRLs is dezelfde als die welke gebruikt wordt voor het afleiden van ADIs en TCLs. In het kort houdt deze procedure in dat wanneer proefdiergegevens gebruikt worden (zoals meestal het geval is omdat adequate humane gegevens in de regel ontbreken) de zgn. NOAEL (het hoogste testniveau dat in proefdierstudies nog niet leidde tot toxiciteit)<sup>34</sup> gedeeld wordt voor veiligheidsfactoren (ook wel onzekerheidsfactoren genoemd). Voor de acute MRLs worden acute NOAELs gebruikt en voor *intermediate* MRLs subchronische NOAELs.

Een extra stap in de afleiding van de inhalatoire MRLs is de berekening van de zgn. *Human Equivalent Concentration* (HEC). Deze stap is een verfijning in de extrapolatie van NOAELs uit proefdierstudies naar de veilige waarde voor de mens (MRL) die inhoudt dat op basis van fysisch-chemische eigenschappen van de beoordeelde stof (gas of deeltjes, reactief of inert gas, deeltjesgrootteverdeling) en het soort effect dat verwacht wordt (respiratoir of extra-respiratoir) berekend wordt welke de concentratie is die bij de mens dosimetrisch equivalent is met de NOAEL uit het proefdier. De HEC-methode is ontwikkeld door de US-EPA en wordt door deze instantie ook gebruikt bij de afleiding van de zgn. *Reference Concentration* (RfC)<sup>35</sup>. De HEC-methode wordt door de ATSDR gebruikt wanneer de gegevens dat toelaten (de toepasbaarheid wordt van geval tot geval beoordeeld).

Een uitgebreidere beschrijving van de afleidingsmethode voor MRLs is te vinden in ATSDR (1996).

De grootte van toegepaste veiligheidsfactoren (onzekerheidsfactoren) in de afleiding van MRLs komt overeen met wat het meest gebruikelijk is in de normstelling voor chemische stoffen: voor de extrapolatie van proefdier naar mens wordt een factor van 10 gebruikt en voor de variatie in gevoeligheid binnen de menselijke populatie eveneens een factor 10. Wanneer de MRL gebaseerd is op humane testresultaten is de eerste van deze twee factoren uiteraard overbodig. In de gevallen waar gebruik wordt gemaakt van een NOAEL uit een proefdierstudie en de HEC-methode toepasbaar is, wordt voor de interspecies-extrapolatie (van proefdier naar mens) niet een factor 10 gebruikt maar een factor van 3. De reden hiervoor is dat de extrapolatiestap van de berekening van de HEC het interspeciesverschil al

<sup>33</sup> Dit heeft betrekking op de inhalatoire blootstellingsroute. Voor de orale route worden de MRLs uitgedrukt als doseringsniveaus (mg/kg lichaamsgewicht/dag).

<sup>34</sup> NOAEL: No Observed Adverse Effect Level.

<sup>35</sup> De RfC is de chronische inhalatoire grenswaarde vastgesteld door de US-EPA. Qua status en toxicologische strekking komt de RfC overeen met de TCL.

deels in rekening brengt. Meer in het algemeen is het zo dat bovengenoemde factoren van 10 default-waarden zijn die wanneer er stofspecifieke gegevens voorhanden zijn die erop wijzen dat voor de stof in kwestie een andere factor (dan 10) een plausibeler keuze is, vervangen kunnen worden door deze beter onderbouwde factor.

Door de ATSDR zijn in de periode sinds 1986 toen de desbetreffende wettelijke regeling in werking trad, een groot aantal stoffen beoordeeld. Dit is een doorlopend programma hetgeen inhoudt dat de stofspecifieke beoordelingen regelmatig worden herzien. De MRLs zoals vastgesteld door de ATSDR zijn bedoeld als advieswaarden die door *health professionals* gebruikt kunnen worden bij de screening op mogelijke gezondheidseffecten (de MRLs hebben dus geen officiële wettelijke status). Een toelichting hierop is te vinden in Risher & DeRosa (1997). De toxicologische beoordelingen welke door de ATSDR worden opgesteld, worden gepubliceerd als zgn. *Toxicological Profiles*. Hierin wordt alle toxicologische informatie die voor de stof in kwestie beschikbaar is samengevat en geëvalueerd. Zoals ook vermeld in de tekst van het protocol is een overzicht van alle door de ATSDR afgeleide MRLs te vinden op de Internetsite van deze organisatie (<http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html>).

## Referenties Bijlage 5

- ATSDR (1996) Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR-110] Minimal Risk Levels for Priority Substances and Guidance for Derivation. *Federal Register* **61** (no. 101), Thursday, May 23, 1996, 25873-25882.
- Risher JF and De Rosa CT (1997) The Precision, Uses and Limitations of Public Health Guidance Values. *Human and Ecological Risk Assessment* **3** (no. 5), 681-700.



**Bijlage 6. Voorbeeld van een Report file uit DIVOCOS**

REPORT FILE DiVoCoS v1.02 (c) RIVM  
 DiVoCoS: Dispersion of Volatile Contaminants  
 Date: Fri Aug 02 15:48:18 2002

Parameter file: D:\usr\VERSL-BR\Protobodem\Testen Divocos\bijlage 4.par  
 Soil: Sand  
 Compound: trichloromethane  
 CAS: 67-66-3

Soil and location properties:  
 Organic matter 0.030 kg kg-1  
 Bulk density 1550 kg m-3  
 Porosity 0.350 m3 m-3  
 Fraction water 0.310 m3 m-3  
 Fraction air 0.040 m3 m-3  
 Temperature 10.0 degr C  
 Water content 0.200 kg kg-1  
 Site area 1000 m2  
 Site depth 3.2 m  
 Daily load 160 m3 d-1  
 Digging volume 0.80 m3  
 Processing time 0.080 hr  
 Storage volume 20.00 m3  
 Storage time 3.000 hr  
 Schedule: Excavate by column  
 Site: Open rural area

Compound properties:  
 Mole mass 119.4 g mol-1  
 Solubility 58.057 mol m-3  
 Vapor pressure 14555.4 Pa  
 Temp Correction vapor pressure 1.000  
 Half life 101.2 d  
 Water-organic C distrib coeff 0.046 m3 kg-1

Computed transport parameters:  
 Water-soil distrib coeff 7.95e-04 m3 kg-1  
 Henry coeff 1.07e-01  
 Diffusion coeff in air 0.672 m2 d-1  
 Temp Correction Diff coeff 0.941  
 Eff diffusion coeff soil 0.0140 m2 d-1  
 Eff diffusion coeff sphere 0.0127 m2 d-1  
 Effective advection flux 0.0129 m d-1  
 Vapor retardation factor 1.45e+01

Measurements:

No	Conc	Units	Matrix	Depth (m)
0	120	mg.kg-1	Soil	2.2
1	56	mg.kg-1	Soil	2.4
2	280	mg.kg-1	Soil	2.1
3	9	mg.L-1	Water	1.8
4	22.5	mg.L-1	Water	1.6
5	4.5	mg.L-1	Water	1.5

## Emission calculations:

No	Depth (m)	Conc Soil air ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Emissions (g d <sup>-1</sup> )				Total
			Backgr	Pit	Digging	Storage	
0	2.2	1.28e+07	8.79e-01	6.50e+01	2.98e+02	6.17e+02	9.81e+02
1	2.4	5.98e+06	2.18e-01	2.31e+01	1.39e+02	2.88e+02	4.50e+02
2	2.1	2.99e+07	2.82e+00	1.72e+02	6.96e+02	1.44e+03	2.31e+03
3	1.8	9.59e+05	2.33e-01	7.97e+00	2.23e+01	4.62e+01	7.67e+01
4	1.6	2.40e+06	1.10e+00	2.52e+01	5.58e+01	1.15e+02	1.98e+02
5	1.5	4.79e+05	3.01e-01	5.69e+00	1.12e+01	2.31e+01	4.02e+01

## Comments:

None

## Emission summary:

(Averages and standard deviations)

Background	0.9	(1.0 )	g d-1
From pit	49.9	(63.7 )	g d-1
During digging	203.8	(263.6 )	g d-1
During storage	421.3	(544.9 )	g d-1
Total	676.0	(872.6 )	g d-1

MRL Acute	497.49	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
MRL Intermediate	248.74	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
MRL Chronic	100.00	$\mu\text{g}/\text{m}^3$

## Air quality calculations:

Distance (m)	Concentration in air ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )		
	Average	92 perc	99.7 perc
10.0	37.57	114.78	838.49
20.0	9.63	29.83	253.89
25.0	6.32	18.70	173.82
30.0	4.87	14.15	128.82
40.0	2.95	8.79	77.63
50.0	1.84	5.79	50.42
60.0	1.31	4.39	38.56
70.0	1.06	3.31	31.02
75.0	0.93	2.70	27.14
80.0	0.83	2.46	24.62
90.0	0.69	1.94	21.33
100.0	0.57	1.48	19.14
125.0	0.40	1.00	14.22
150.0	0.30	0.78	11.47
175.0	0.23	0.65	9.21
200.0	0.19	0.57	7.61
225.0	0.16	0.48	6.34
250.0	0.13	0.43	5.37
300.0	0.10	0.32	4.22
350.0	0.08	0.25	3.34
400.0	0.06	0.21	2.68
450.0	0.05	0.17	2.27
500.0	0.04	0.15	1.91

## Bijlage 7. Voorbeeld van een berekening voor een sanering met een inhomogeen verdeelde verontreiniging

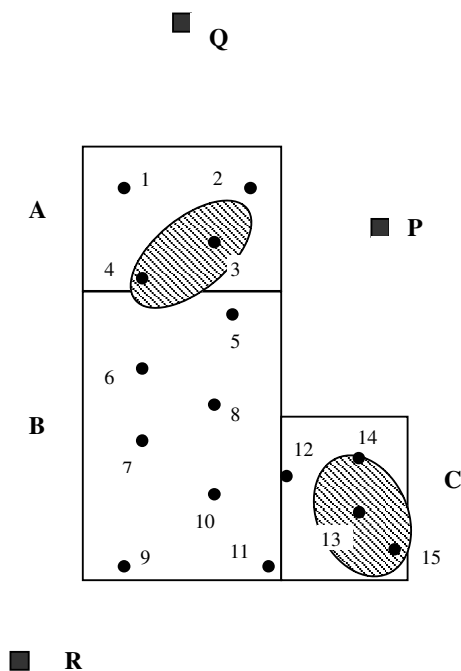
In deze bijlage wordt een voorbeeld gegeven van een berekening voor een situatie met een inhomogeen verdeelde verontreiniging. Het terrein is weergegeven in Figuur B7.1. Het is een L-vormig terrein waarin twee verontreinigingskernen voorkomen met vinylchloride<sup>36</sup>, in de 'vakken' A en C. In de figuur zijn de kernen gearceerd weergegeven.

Voor deze situatie worden twee berekeningen uitgevoerd, één waarbij het hele terrein in enkele deeloppervlakken wordt gesplitst en één waarbij het hele terrein is opgevat als één oppervlak. Doel van deze berekeningen is te laten zien tot welke verschillen in concentraties de keuze voor het al dan niet opdelen van het terrein kan leiden.

### Berekening met splitsing in deeloppervlakken

Voor de berekeningen met DIVOCOS wordt het terrein gesplitst in drie deel-oppervlakken: A, B en C. Deeloppervlak A is 20 bij 25 m<sup>2</sup>, deeloppervlak B is 40 bij 25 m<sup>2</sup> en deeloppervlak C is 20 bij 15 m<sup>2</sup>. De verontreinigingskernen liggen in de deeloppervlakken A en C. Hier wordt tot op 4 m diepte ontgraven. De verontreiniging in deeloppervlak B is relatief gering. Dit oppervlak wordt tot op 3 m diepte ontgraven. In de figuur zijn met de genummerde bolletjes ook de monsternamenpunten aangegeven. De bijbehorende concentraties in bodem en grondwater staan in Tabel B7.1.

Figuur B7.1 Overzicht van het saneringsterrein



<sup>36</sup> In dit voorbeeld beperken we ons tot één component. Bij verontreinigingen met vinylchloride zijn vrijwel altijd ook andere stoffen, met name gechloreerde ethenen, aanwezig.

Tabel B7.1. Concentratie vinylchloride in bodem- en grondwatermonsters, afkomstig van het saneringsterrein

Monsternamepunt	Diepte (m -mv)	Concentratie in bodem (mg kg <sup>-1</sup> )	Concentratie in grondwater (µg L <sup>-1</sup> )	Organisch stofgehalte (%)
1 (A)	2,5	–	< 0,1	
1 (A)	3	0,1	–	6,2
2 (A)	2,2	–	1,5	
3 (A)	1,8	–	350	
4 (A)	2,7	–	140	
4 (A)	2,5	18	–	5,7
5 (B)	2,2	–	< 0,1	
5 (B)	1,5	0,05	–	5,2
6 (B)	2,4	–	4,8	
7 (B)	2,6	–	2,5	
7 (B)	2	0,7	–	5,1
8 (B)	1,8	–	0,1	
9 (B)	2,2	–	< 0,1	
9 (B)	1,3	0,05	–	4,5
10 (B)	1,8	–	0,6	
11 (B)	2,1	–	0,3	
11 (B)	1,3	0,25	–	4,9
12 (C)	2,5	–	7	
13 (C)	2,2	–	1600	
13 (C)	3,2	30	–	8,9
14 (C)	2,8	–	11,3	
14 (C)	3,5	0,2	–	6,8
15 (C)	1,7	–	150	
15 (C)	1,9	0,6	–	8,2

De punten P, Q en R in Figuur B7.1 geven de dichtstbijzijnde woningen aan. Voor deze locaties moeten de immissieconcentraties tijdens de sanering worden berekend. Punt P ligt op 10 m ten oosten van deeloppervlak A en 30 m ten noorden van deeloppervlak C. Punt Q ligt op 20 m ten noorden van deeloppervlak A. Punt R ligt op 10 m ten zuidwesten van deeloppervlak B.

Andere parameters die voor de berekeningen van belang zijn staan hieronder:

Omgeving (i.v.m. ruwheid):	bebouwd gebied
Bodetype:	hoofdzakelijk zand (delen A en B); klei (deel C)
Bodtemperatuur:	10°C
Watergehalte:	0,2 kg kg <sup>-1</sup>
Werkschema:	laag voor laag ontgraven
Dagelijks grondverzet:	200 m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>
Grijpervolume:	0,7 m <sup>3</sup>
Ontgravingstijd per keer:	0,1 h
Volume vrachtwagen:	25 m <sup>3</sup>
Tijd vullen vrachtwagen:	1 h

Voor het organische stofgehalte is per deeloppevlak de gemiddelde waarde van de afzonderlijke bepalingen (zie Tabel B7.1) genomen. Deze waarden zijn 6%, 5% en 8% voor resp. de vakken A, B en C. De meest hiermee corresponderende bodemtypes zijn 'humic sand' (vakken A en B) en 'humic clay' (vak C).

Met bovenstaande gegevens zijn de te verwachten immissieconcentraties per deeloppevlak berekend. De resultaten van deze berekeningen zijn hieronder weergegeven, in de vorm van de Report files uit DIVOCOS.

### Report file van de berekening op deeloppevlak A

```

REPORT FILE DiVoCoS v1.02 (c) RIVM
DiVoCoS: Dispersion of Volatile Contaminants

Parameter file: D:\usr\VERSL-BR\Protobodem\Testen Divocos\voorbeeld-
deela.par
Soil: Humic Sand
Compound: vinylchloride
CAS: 75-01-4

Soil and location properties:
Organic matter 0.060 kg kg-1
Bulk density 1200 kg m-3
Porosity 0.400 m3 m-3
Fraction water 0.240 m3 m-3
Fraction air 0.160 m3 m-3
Temperature 10.0 degr C
Water content 0.200 kg kg-1
Site area 500 m2
Site depth 4.0 m
Daily load 200 m3 d-1
Digging volume 0.70 m3
Processing time 0.100 hr
Storage volume 25.00 m3
Storage time 1.000 hr
Schedule: Excavate by layer
Site: Built-on urban area

Compound properties:
Mole mass 62.5 g mol-1
Solubility 5.468 mol m-3
Vapor pressure 229862.7 Pa
Temp Correction vapor pressure 1.000
Half life 720.9 d
Water-organic C distrib coeff 0.036 m3 kg-1

Computed transport parameters:
Water-soil distrib coeff 1.26e-03 m3 kg-1
Henry coeff 1.79e+01
Diffusion coeff in air 0.971 m2 d-1
Temp Correction Diff coeff 0.941
Eff diffusion coeff soil 0.0731 m2 d-1
Eff diffusion coeff sphere 0.0731 m2 d-1
Effective advection flux 0.0001 m d-1
Vapor retardation factor 2.58e-01

Measurements:
No Conc Units Matrix Depth (m)
-----
0 0.1 µg.L-1 Water 2.5
1 140 µg.L-1 Water 2.7
2 350 µg.L-1 Water 1.8
3 1.5 µg.L-1 Water 2.2
4 100 µg.kg-1 Soil 3
5 18 mg.kg-1 Soil 2.5

```

## Emission calculations:

No	Depth (m)	Conc Soil air ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Emissions (g d-1) Backgr Pit	Digging	Storage	Total
0	2.5	1.79e+03	0.00e+00 1.68e-01	1.84e-02	1.42e-02	2.01e01
1	2.7	2.50e+06	0.00e+00 2.01e+02	2.58e+01	1.99e+01	1.47e+02
2	1.8	6.25e+06	0.00e+00 1.03e+03	6.44e+01	4.96e+01	1.15e+03
3	2.2	2.68e+04	0.00e+00 3.19e+00	2.76e-01	2.13e-01	3.68e+00
4	3.0	4.65e+05	0.00e+00 2.95e+01	4.79e+00	3.69e+00	3.80e+01
5	2.5	8.36e+07	0.00e+00 7.86e+03	8.61e+02	6.64e+02	9.39e+03

Comments: None

## Emission summary:

(Averages and standard deviations)

Background	0.0	(0.0)	g d-1
From pit	1521.2	(3130.8)	g d-1
During digging	159.5	(344.8)	g d-1
During storage	122.9	(265.7)	g d-1
Total	1803.5	(3740.4)	g d-1

MRL Acute	1302.08	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
MRL Intermediate	78.12	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
MRL Chronic	3.60	$\mu\text{g}/\text{m}^3$

## Air quality calculations:

Distance (m)	Concentration in air ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )		
	Average	92 perc	99.7 perc
10.0	54.65	174.19	1080.99
20.0	14.22	45.00	328.72
25.0	9.16	27.92	224.00
30.0	6.78	21.00	163.91
40.0	4.08	13.04	100.92
50.0	2.55	8.60	63.53
60.0	1.74	6.50	48.87
70.0	1.38	4.83	37.34
75.0	1.22	3.97	32.62
80.0	1.08	3.62	29.86
90.0	0.89	2.86	25.86
100.0	0.73	2.19	23.27
125.0	0.48	1.47	17.32
150.0	0.35	1.15	13.98
175.0	0.26	0.96	11.28
200.0	0.21	0.84	9.31
225.0	0.17	0.71	7.74
250.0	0.14	0.63	6.59
300.0	0.10	0.47	5.18
350.0	0.08	0.37	4.11
400.0	0.06	0.31	3.30
450.0	0.05	0.25	2.78
500.0	0.04	0.21	2.34

## Report file van de berekening op deeloppervlak B

REPORT FILE DiVoCoS v1.02 (c) RIVM  
DiVoCoS: Dispersion of Volatile Contaminants

Parameter file: D:\usr\VERSL-BR\Protobodem\Testen Divocos\voorbeeld-deelB.par

Soil: Humic Sand  
Compound: vinylchloride  
CAS: 75-01-4

## Soil and location properties:

Organic matter	0.050	kg kg-1
Bulk density	1200	kg m-3
Porosity	0.400	m3 m-3
Fraction water	0.240	m3 m-3
Fraction air	0.160	m3 m-3
Temperature	10.0	degr C
Water content	0.200	kg kg-1

Site area 1000 m2  
 Site depth 3.0 m  
 Daily load 200 m3 d-1  
 Digging volume 0.70 m3  
 Processing time 0.100 hr  
 Storage volume 25.00 m3  
 Storage time 1.000 hr  
 Schedule: Excavate by layer  
 Site: Built-on urban area

Compound properties:

Mole mass 62.5 g mol-1  
 Solubility 5.468 mol m-3  
 Vapor pressure 229862.7 Pa  
 Temp Correction vapor pressure 1.000  
 Half life 720.9 d  
 Water-organic C distrib coeff 0.036 m3 kg-1

Computed transport parameters:

Water-soil distrib coeff 1.05e-03 m3 kg-1  
 Henry coeff 1.79e+01  
 Diffusion coeff in air 0.971 m2 d-1  
 Temp Correction Diff coeff 0.941  
 Eff diffusion coeff soil 0.0731 m2 d-1  
 Eff diffusion coeff sphere 0.0731 m2 d-1  
 Effective advection flux 0.0001 m d-1  
 Vapor retardation factor 2.44e-01

Measurements:

No Conc Units Matrix Depth (m)

No	Conc	Units	Matrix	Depth (m)
0	0.1	µg.L-1	Water	2.2
1	0.3	µg.L-1	Water	2.1
2	50	µg.kg-1	Soil	1.5
3	250	µg.kg-1	Soil	1.3
4	0.1	µg.L-1	Water	2.2
5	0.6	µg.L-1	Water	1.8
6	50	µg.kg-1	Soil	1.3
7	0.1	µg.L-1	Water	1.8
8	700	µg.kg-1	Soil	2
9	2.5	µg.L-1	Water	2.6
10	4.8	µg.L-1	Water	2.4

Emission calculations:

No	Depth (m)	Conc Soil (µg m-3)	air	Backgr	Pit	Digging	Storage	Total
0	2.2	1.79e+03	0.00e+00	3.19e-01	1.79e-02	1.37e-02	3.51e-01	
1	2.1	5.36e+03	0.00e+00	1.06e+00	5.36e-02	4.10e-02	1.16e+00	
2	1.5	2.46e+05	0.00e+00	9.16e+01	2.46e+00	1.88e+00	9.59e+01	
3	1.3	1.23e+06	0.00e+00	5.73e+02	1.23e+01	9.40e+00	5.95e+02	
4	2.2	1.79e+03	0.00e+00	3.19e-01	1.79e-02	1.37e-02	3.51e-01	
5	1.8	1.07e+04	0.00e+00	2.91e+00	1.07e-01	8.20e-02	3.09e+00	
6	1.3	2.46e+05	0.00e+00	1.15e+02	2.46e+00	1.88e+00	1.19e+02	
7	1.8	1.79e+03	0.00e+00	4.84e-01	1.79e-02	1.37e-02	5.16e-01	
8	2.0	3.44e+06	0.00e+00	7.58e+02	3.44e+01	2.63e+01	8.18e+02	
9	2.6	4.47e+04	0.00e+00	5.12e+00	4.47e-01	3.42e-01	5.91e+00	
10	2.4	8.58e+04	0.00e+00	1.24e+01	8.57e-01	6.56e-01	1.39e+01	

Comments: None

Emission summary:

(Averages and standard deviations)  
 Background 0.0 (0.0) g d-1  
 From pit 141.8 (265.1) g d-1  
 During digging 4.8 (10.4) g d-1  
 During storage 3.7 (8.0) g d-1  
 Total 150.3 (282.6) g d-1

MRL Acute 1302.08 µg/m3  
 MRL Intermediate 78.12 µg/m3  
 MRL Chronic 3.60 µg/m3

Air quality calculations:

Distance (m)	Concentration in air ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )		
	Average	92 perc	99.7 perc
10.0	4.55	14.52	90.08
20.0	1.19	3.75	27.39
25.0	0.76	2.33	18.67
30.0	0.56	1.75	13.66
40.0	0.34	1.09	8.41
50.0	0.21	0.72	5.29
60.0	0.15	0.54	4.07
70.0	0.11	0.40	3.11
75.0	0.10	0.33	2.72
80.0	0.09	0.30	2.49
90.0	0.07	0.24	2.16
100.0	0.06	0.18	1.94
125.0	0.04	0.12	1.44
150.0	0.03	0.10	1.16
175.0	0.02	0.08	0.94
200.0	0.02	0.07	0.78
225.0	0.01	0.06	0.65
250.0	0.01	0.05	0.55
300.0	0.01	0.04	0.43
350.0	0.01	0.03	0.34
400.0	0.01	0.03	0.27
450.0	0.00	0.02	0.23
500.0	0.00	0.02	0.20

### Report file van de berekening op deoppervlak C

REPORT FILE DiVoCoS v1.02 (c) RIVM  
 DiVoCoS: Dispersion of Volatile Contaminants

Parameter file: D:\usr\VERSL-BR\Protobodem\Testen Divocos\voorbeeld-deelB.par  
 Soil: Humic Clay  
 Compound: vinylchloride  
 CAS: 75-01-4

Soil and location properties:

Organic matter	0.080	kg kg <sup>-1</sup>
Bulk density	1000	kg m <sup>-3</sup>
Porosity	0.600	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>
Fraction water	0.200	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>
Fraction air	0.400	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>
Temperature	10.0	degr C
Water content	0.200	kg kg <sup>-1</sup>
Site area	300	m <sup>2</sup>
Site depth	4.0	m
Daily load	200	m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>
Digging volume	0.70	m <sup>3</sup>
Processing time	0.100	hr
Storage volume	25.00	m <sup>3</sup>
Storage time	1.000	hr

Schedule: Excavate by layer  
 Site: Built-on urban area

Compound properties:

Mole mass	62.5	g mol <sup>-1</sup>
Solubility	5.468	mol m <sup>-3</sup>
Vapor pressure	229862.7	Pa
Temp Correction vapor pressure	1.000	
Half life	720.9	d
Water-organic C distrib coeff	0.036	m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>



## Computed transport parameters:

Water-soil distrib coeff	1.68e-03	m3 kg-1
Henry coeff	1.79e+01	
Diffusion coeff in air	0.971	m2 d-1
Temp Correction Diff coeff	0.941	
Eff diffusion coeff soil	0.1828	m2 d-1
Eff diffusion coeff sphere	0.1828	m2 d-1
Effective advection flux	0.0001	m d-1
Vapor retardation factor	5.06e-01	

## Measurements:

No	Conc	Units	Matrix	Depth (m)
----	------	-------	--------	-----------

0	11.3	µg.L-1	Water	2.8
1	600	µg.kg-1	Soil	1.9
2	30	mg.kg-1	Soil	3.2
3	1600	µg.L-1	Water	2.2
4	200	µg.kg-1	Soil	3.5
5	150	µg.L-1	Water	1.7
6	7	µg.L-1	Water	2.5

## Emission calculations:

No	Depth (m)	Conc (µg m-3)	Soil air	Backgr Pit	Emissions (g d-1)	Digging	Storage	Total
0	2.8	2.02e+05	0.00e+00	1.15e+01	4.57e+00	3.41e+00	1.95e+01	
1	1.9	1.19e+06	0.00e+00	1.23e+02	2.68e+01	2.01e+01	1.70e+02	
2	3.2	5.93e+07	0.00e+00	2.66e+03	1.34e+03	1.00e+03	5.01e+03	
3	2.2	2.86e+07	0.00e+00	2.40e+03	6.46e+02	4.83e+02	3.52e+03	
4	3.5	3.96e+05	0.00e+00	1.48e+01	8.95e+00	6.69e+00	3.05e+01	
5	1.7	2.68e+06	0.00e+00	3.23e+02	6.06e+01	4.53e+01	4.29e+02	
6	2.5	1.25e+05	0.00e+00	8.61e+00	2.83e+00	2.11e+00	1.35e+01	

Comments: None

## Emission summary:

(Averages and standard deviations)		
Background	0.0	(0.0 ) g d-1
From pit	790.8	(1194.0 ) g d-1
During digging	298.9	(516.1 ) g d-1
During storage	223.4	(385.7 ) g d-1
Total	1313.1	(2066.3 ) g d-1

MRL Acute	1302.08	µg/m3
MRL Intermediate	78.12	µg/m3
MRL Chronic	3.60	µg/m3

## Air quality calculations:

Distance (m)	Concentration in air (µg m-3)		
	Average	92 perc	99.7 perc
10.0	39.79	126.83	787.06
20.0	10.35	32.76	239.34
25.0	6.67	20.33	163.09
30.0	4.93	15.29	119.34
40.0	2.97	9.49	73.48
50.0	1.85	6.26	46.26
60.0	1.27	4.73	35.58
70.0	1.00	3.52	27.19
75.0	0.89	2.89	23.75
80.0	0.78	2.64	21.74
90.0	0.65	2.09	18.83
100.0	0.53	1.60	16.94
125.0	0.35	1.07	12.61
150.0	0.25	0.84	10.18
175.0	0.19	0.70	8.21
200.0	0.15	0.61	6.78
225.0	0.12	0.52	5.64
250.0	0.10	0.46	4.80
300.0	0.07	0.34	3.77
350.0	0.06	0.27	2.99
400.0	0.05	0.22	2.40
450.0	0.04	0.18	2.03
500.0	0.03	0.16	1.71

Vervolgens zijn, door sommatie van de resultaten van de afzonderlijke berekeningen per deeloppervlak, de totale immissieconcentraties bij de drie woningen bepaald. In Tabel B7.2 staan de afstanden van elke woning tot de rand van elk deeloppervlak vermeld (zie ook voetnoot 17 in paragraaf 3.4.3) en de op basis van die afstanden berekende totale immissieconcentraties.

Als voorbeeld wordt hier de berekening van het 92-percentiel bij woning P gegeven. Uit de Report file van de berekening voor deeloppervlak A blijkt het berekende 92-percentiel bij 10 m (de afstand van woning P tot deeloppervlak A) 174,19  $\mu\text{g m}^{-3}$  te bedragen. Even zo blijken uit de Report files van de beide andere berekeningen de 92-percentiel waarden bij 15 m (voor deeloppervlak B) en 30 m (voor deeloppervlak C) ongeveer 9 en 15,29  $\mu\text{g m}^{-3}$  te bedragen. De som van deze drie waarden is ongeveer 198  $\mu\text{g m}^{-3}$ , het in Tabel B7.2 vermelde totale 92-percentiel bij woning P.

Ter vergelijking zijn ook de van toepassing zijnde grenswaarden in de tabel opgenomen.

Volgens het toetsingsschema in paragraaf 3.5.1 moeten eerst de berekende immissieconcentraties worden gedeeld door de van toepassing zijnde grenswaarden. Voor de gemiddelde concentraties (te delen door de 'chronic MRL') geeft dit waarden die ruim boven de 1 liggen, bij elk van de drie woningen. Voor het 92-percentiel (te delen door de 'intermediate MRL') varieert de verhouding van 0,4 bij woning R tot 2,5 bij woning P en voor het 99,7-percentiel (te delen door de 'acute MRL') varieert de verhouding van 0,18 bij woning R tot 0,96 bij woning P. Omdat vinylchloride zowel bij kortdurende als bij langdurige blootstelling effecten kan bewerkstelligen, ligt het voor de hand te spreken van situatie 3 uit het toetsingsschema in paragraaf 3.5.1, d.w.z. de kans is groot dat er een risico is en een compleet meetprogramma is gewenst.

Tabel B7.2. Afstanden van de drie woningen tot de deeloppervlakken en berekende concentraties vinylchloride in de lucht bij de woningen

<b>Afstanden van de woningen tot de deeloppervlakken</b>				
	<b>Woning P</b>	<b>Woning Q</b>	<b>Woning R</b>	<b>MRL waarde</b>
Afstand tot deelopp. A (m)	10	20	50	
Afstand tot deelopp. B (m)	15	40	10	
Afstand tot deelopp. C (m)	30	70	35	
<b>Berekende totale immissieconcentraties bij elke woning</b>				
	<b>Woning P</b>	<b>Woning Q</b>	<b>Woning R</b>	<b>MRL waarde</b>
Gemiddelde ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	62,1	15,5	11	3,6
92-percentiel ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	198	49,5	35,1	78,1
99,7-percentiel ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	1250	364	245	1302

## Berekening zonder opdeling in deeloppervlakken

In dit geval wordt de berekening uitgevoerd voor het hele terrein, dat wordt opgevat als één oppervlak met een omvang van 1800 m<sup>2</sup> (som van de drie deeloppervlakken). Verder zijn een gemiddelde afgraafdiepte van 3,5 m en een gemiddeld organisch stofgehalte van 6,2% aangehouden. Voor de andere invoerparameters zijn dezelfde waarden gebruikt als bij de berekeningen per deeloppervlak. Ook zijn alle meetwaarden uit Tabel B7.1 in de berekening verwerkt. De resultaten zijn hieronder weergegeven, in de vorm van de Report file uit DIVOCOS.

### Report file van de berekening op het hele terrein

```

REPORT FILE DiVoCoS v1.02 (c) RIVM
DiVoCoS: Dispersion of Volatile Contaminants

Parameter file: D:\usr\VERSL-BR\Protobodem\Testen Divocos\voorbeeld-
deelABC.par
Soil:                Humic Sand
Compound:            vinylchloride
CAS:                 75-01-4

Soil and location properties:
Organic matter 0.062      kg kg-1
Bulk density  1200       kg m-3
Porosity      0.400       m3 m-3
Fraction water 0.240     m3 m-3
Fraction air  0.160      m3 m-3
Temperature   10.0       degr C
Water content 0.200      kg kg-1
Site area     1800       m2
Site depth    3.5        m
Daily load    200        m3 d-1
Digging volume 0.70      m3
Processing time 0.100    hr
Storage volume 25.00     m3
Storage time  1.000     hr
Schedule:     Excavate by layer
Site:         Built-on urban area

Compound properties:
Mole mass          62.5      g mol-1
Solubility         5.468     mol m-3
Vapor pressure     229862.7 Pa
Temp Correction vapor pressure 1.000
Half life         720.9     d
Water-organic C distrib coeff 0.036   m3 kg-1

Computed transport parameters:
Water-soil distrib coeff 1.31e-03 m3 kg-1
Henry coeff            1.79e+01
Diffusion coeff in air 0.971     m2 d-1
Temp Correction Diff coeff 0.941
Eff diffusion coeff soil 0.0731   m2 d-1
Eff diffusion coeff sphere 0.0731   m2 d-1
Effective advection flux 0.0001   m d-1
Vapor retardation factor 2.61e-01

```

## Measurements:

No	Conc	Units	Matrix	Depth (m)
0	0.1	µg.L-1	Water	2.5
1	140	µg.L-1	Water	2.7
2	350	µg.L-1	Water	1.8
3	1.5	µg.L-1	Water	2.2
4	100	µg.kg-1	Soil	3
5	18	mg.kg-1	Soil	2.5
6	0.1	µg.L-1	Water	2.2
7	0.3	µg.L-1	Water	2.1
8	50	µg.kg-1	Soil	1.5
9	250	µg.kg-1	Soil	1.3
10	0.1	µg.L-1	Water	2.2
11	0.6	µg.L-1	Water	1.8
12	50	µg.kg-1	Soil	1.3
13	0.1	µg.L-1	Water	1.8
14	700	µg.kg-1	Soil	2
15	2.5	µg.L-1	Water	2.6
16	4.8	µg.L-1	Water	2.4
17	11.3	µg.L-1	Water	2.8
18	600	µg.kg-1	Soil	1.9
19	30	mg.kg-1	Soil	3.2
20	1600	µg.L-1	Water	2.2
21	200	µg.kg-1	Soil	3.5
22	150	µg.L-1	Water	1.7
23	7	µg.L-1	Water	2.5

## Emission calculations:

No	Depth (m)	Conc		Emissions (g d-1)				Total
		Soil	air	Backgr	Pit	Digging	Storage	
		(µg m-3)						
0	2.5	1.79e+03	0.00e+00	5.23e-01	1.85e-02	1.43e-02	5.56e-01	
1	2.7	2.50e+06	0.00e+00	6.10e+02	2.59e+01	2.00e+01	6.56e+02	
2	1.8	6.25e+06	0.00e+00	3.43e+03	6.48e+01	5.00e+01	3.55e+03	
3	2.2	2.68e+04	0.00e+00	1.03e+01	2.78e-01	2.14e-01	1.07e+01	
4	3.0	4.60e+05	0.00e+00	8.41e+01	4.76e+00	3.67e+00	9.25e+01	
5	2.5	8.27e+07	0.00e+00	2.42e+04	8.57e+02	6.61e+02	2.57e+04	
6	2.2	1.79e+03	0.00e+00	6.83e-01	1.85e-02	1.43e-02	7.16e-01	
7	2.1	5.36e+03	0.00e+00	2.24e+00	5.55e-02	4.28e-02	2.34e+00	
8	1.5	2.30e+05	0.00e+00	1.68e+02	2.38e+00	1.84e+00	1.72e+02	
9	1.3	1.15e+06	0.00e+00	1.03e+03	1.19e+01	9.18e+00	1.06e+03	
10	2.2	1.79e+03	0.00e+00	6.83e-01	1.85e-02	1.43e-02	7.16e-01	
11	1.8	1.07e+04	0.00e+00	5.88e+00	1.11e-01	8.57e-02	6.08e+00	
12	1.3	2.30e+05	0.00e+00	2.07e+02	2.38e+00	1.84e+00	2.11e+02	
13	1.8	1.79e+03	0.00e+00	9.80e-01	1.85e-02	1.43e-02	1.01e+00	
14	2.0	3.22e+06	0.00e+00	1.47e+03	3.33e+01	2.57e+01	1.53e+03	
15	2.6	4.47e+04	0.00e+00	1.19e+01	4.63e-01	3.57e-01	1.28e+01	
16	2.4	8.58e+04	0.00e+00	2.75e+01	8.89e-01	6.86e-01	2.90e+01	
17	2.8	2.02e+05	0.00e+00	4.49e+01	2.09e+00	1.61e+00	4.86e+01	
18	1.9	2.76e+06	0.00e+00	1.38e+03	2.86e+01	2.20e+01	1.43e+03	
19	3.2	1.38e+08	0.00e+00	2.05e+04	1.43e+03	1.10e+03	2.30e+04	
20	2.2	2.86e+07	0.00e+00	1.09e+04	2.96e+02	2.29e+02	1.15e+04	
21	3.5	9.19e+05	0.00e+00	9.61e+01	9.52e+00	7.35e+00	1.13e+02	
22	1.7	2.68e+06	0.00e+00	1.61e+03	2.78e+01	2.14e+01	1.66e+03	
23	2.5	1.25e+05	0.00e+00	3.66e+01	1.30e+00	1.00e+00	3.89e+01	

Comments: None

## Emission summary:

(Averages and standard deviations)

Background	0.0	(0.0 )	g d-1
From pit	2745.2	(6478.0 )	g d-1
During digging	116.6	(332.6 )	g d-1
During storage	90.0	(256.6 )	g d-1
Total	2951.8	(7028.1 )	g d-1

MRL Acute	1302.08	µg/m3
MRL Intermediate	78.12	µg/m3
MRL Chronic	3.60	µg/m3

Air quality calculations:			
Distance (m)	Concentration in air ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )		
	Average	92 perc	99.7 perc
10.0	89.44	285.10	1769.25
20.0	23.28	73.65	538.01
25.0	14.99	45.69	366.62
30.0	11.09	34.37	268.28
40.0	6.68	21.34	165.18
50.0	4.17	14.08	103.98
60.0	2.85	10.64	79.98
70.0	2.25	7.91	61.12
75.0	2.00	6.49	53.39
80.0	1.76	5.92	48.87
90.0	1.46	4.69	42.33
100.0	1.19	3.59	38.08
125.0	0.79	2.41	28.35
150.0	0.57	1.88	22.88
175.0	0.43	1.57	18.46
200.0	0.34	1.38	15.24
225.0	0.27	1.16	12.67
250.0	0.23	1.03	10.79
300.0	0.16	0.77	8.48
350.0	0.13	0.61	6.72
400.0	0.11	0.50	5.40
450.0	0.09	0.41	4.55
500.0	0.07	0.35	3.83

Uit de tabel met de berekende immissieconcentraties in de Report file kunnen de te verwachten concentraties bij de drie woningen worden afgelezen. Daarbij wordt uitgegaan van de afstand van de woning tot de rand van het terrein. Deze afstanden en de berekende concentraties staan in Tabel B7.3

Tabel B7.3. Afstanden van de drie woningen tot het terrein en berekende concentraties vinylchloride in de lucht bij de woningen

<b>Afstanden van de woningen tot het terrein</b>				
	<b>Woning P</b>	<b>Woning Q</b>	<b>Woning R</b>	<b>MRL waarde</b>
Afstand tot oppervlak (m)	10	20	10	
<b>Berekende immissieconcentraties bij elke woning</b>				
	<b>Woning P</b>	<b>Woning Q</b>	<b>Woning R</b>	<b>MRL waarde</b>
Gemiddelde ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	89	23,3	89	3,6
92-percentiel ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	285	74	285	78,1
99,7-percentiel ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	1769	538	1769	1302

## Vergelijking van beide berekeningen

Vergelijking van de waarden in de Tabellen B7.2 en B7.3 laat zien dat bij woning R de berekening voor het hele terrein ongeveer 8 maal hogere waarden geeft dan de berekening met deeloppervlakken. Voor de beide andere woningen vallen de concentraties 30% tot 50% hoger uit dan de in Tabel B7.2 vermelde waarden. De reden voor de geconstateerde

verschillen is dat woning R beduidend verder van de twee verontreinigingskernen af ligt dan de beide andere woningen. De berekende concentraties, waarbij het terrein als één geheel is opgevat (Tabel B7.3) geven daardoor een sterke overschatting van de werkelijke te verwachten blootstelling. Voor de andere twee woningen, die elk relatief dicht bij één van de verontreinigingskernen liggen, leveren de beide berekeningen qua orde van grootte dezelfde resultaten.

Deze berekeningen laten zien dat in gevallen met een inhomogene verdeling van de verontreiniging realistischer resultaten worden bereikt door het terrein in deelopervlakken op te delen, waarbij de opdeling met name moet worden gebaseerd op de aanwezige verontreinigingskernen.

## Bijlage 8. Overzicht van enkele meetmethoden

In deze bijlage worden enkele veel toegepaste methoden voor het bemonsteren en het meten van concentraties van stoffen in de lucht kort beschreven.

### Passieve samplers

Passieve samplers of badges bestaan uit een houder, een membraan en een geschikt adsorptiemedium. De badges worden gedurende enige tijd in de lucht opgehangen, waarbij de te meten componenten door het membraan diffunderen en op het adsorptiemedium worden afgevangen (passieve monsternamen). Na enige tijd worden de badges afgesloten, verwijderd en naar het lab vervoerd waar ze worden geëxtraheerd, gevolgd door analyse met een geschikte methode. De gemiddelde concentraties van de gemeten componenten worden berekend uit de analyseresultaten (gehalten op de sampler), de monsternameduur en een opnamesnelheid, die afhankelijk is van de component en het adsorbens. Bij commerciële samplers is de opnamesnelheid meestal door de fabrikant bepaald. Bij metingen in buitenlucht bedraagt de monsternametijd typisch één tot enkele weken. Er bestaan passieve samplers voor vele VOC's, aldehyden en anorganische componenten als NO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub> en SO<sub>2</sub>.

### Canisters en Tedlar bags

Canisters zijn metalen bollen of cylinders met een gecoate of elektrisch gepolijste holle ruimte, waarmee gassen kunnen worden bemonsterd. De canisters zijn daartoe voorzien van een inlaat met klep en flowregeling. Voorafgaand aan de monsternamen moet de canister worden schoongemaakt en vacuüm worden gezogen. Bij aanvang van de monsternamen wordt een kraan geopend waardoor de lucht naar binnen wordt gezogen met een geregelde flow door middel van een kritisch capillair. De monsternametijd kan door gebruik van de juiste kritisch capillairen gevarieerd worden van enkele minuten tot meer dan een week. Het monster kan daarna worden geanalyseerd door de canister via een interface aan te sluiten op een GC<sup>37</sup> of een GC/MS<sup>38</sup>. Uit de analyseresultaten kunnen de gemiddelde concentraties van de gemeten componenten over de monsternametijd worden berekend. Met de methode kunnen vele koolwaterstoffen en ook sommige anorganische gasvormige componenten gemeten worden.

Tedlar bags zijn zakken gemaakt van een vrijwel inerte kunststof en voorzien van een afsluitbare kraan. De kraan wordt aangebracht op een (draagbare) luchtpomp, waarna de kraan wordt geopend en de pomp wordt aangezet. Vervolgens wordt gedurende enkele minuten lucht in de Tedlar bag gezogen met een flow van meestal 50-250 ml min<sup>-1</sup>. Na bemonstering wordt de kraan afgesloten en de Tedlar bag geanalyseerd, ofwel ter plaatse met een mobiel analyse-apparaat ofwel in het laboratorium. De Analyse gebeurt meestal met een GC of een GC/MS. Met de methode kan een groot aantal koolwaterstoffen en ook sommige anorganische gasvormige componenten gemeten worden, maar ze is niet geschikt voor reactieve, instabiele of sterk adsorberende stoffen. Ook moet de tijd tussen bemonstering en analyse zo kort mogelijk zijn om eventuele diffusie van componenten door de wand van de Tedlar bag heen te beperken.

<sup>37</sup> Gas Chromatograaf

<sup>38</sup> Gas Chromatograaf met Massa Spectrometer

## Actieve bemonstering op adsorptiemedium

Bij deze methode worden met behulp van pompen luchtmonsters genomen op een geschikt adsorptiemedium, bv. een actief-koolbuis, een Tenaxbuis, een (geïmpregneerd) filter of een wasfles of impinger gevuld met een absorptievloeistof. De lucht wordt direct of via een aanzuigslang over of door het medium gezogen, alvorens zij de pomp passeert. De te meten componenten worden op het adsorptiemedium of in de absorptie-vloeistof afgevangen. Na monsternamen wordt het adsorptiemedium naar het lab vervoerd waar ze wordt geëxtraheerd of uitgestookt, gevolgd door analyse met een geschikte methode. Absorptievloeistoffen worden vaak direct geanalyseerd, soms na toevoegen van bepaalde reagentia.

Meestal worden de luchtmonsters genomen met een flow van 50 tot 200 ml min<sup>-1</sup> (adsorptiebuis) dan wel 0,5 tot 5 l min<sup>-1</sup> (filters, impingers en wasflessen). De monsternameduur varieert van een uur tot maximaal enkele dagen, afhankelijk van de te verwachten concentraties en technische faciliteiten. De gemiddelde concentraties van de gemeten componenten worden berekend uit de analyseresultaten, de monsternameduur en de monsternameflow. Soms wordt een set van twee of meer aaneengeschakelde adsorptiebuizen, wasflessen of impingers gebruikt, waarbij de eerste dient als monsternamedium en de tweede en volgende om eventuele doorslag te bepalen.

## Mobiele GC of GC/MS

Met een mobiele GC of een GC/MS kunnen direct metingen van concentraties vluchtige componenten worden uitgevoerd. Met behulp van de interne pomp van het instrument kan gedurende korte tijd (enkele seconden) een luchtmonster worden genomen. Dit monster wordt op de kolom gebracht, waar de bemonsterde componenten worden gescheiden, gevolgd door detectie (bij een mobiele GC meestal met behulp van een PID<sup>39</sup>, een FID<sup>40</sup> of ECD<sup>41</sup>; bij een mobiele GC/MS met behulp van de ingebouwde massaspectrometer die tevens gebruikt kan worden om 'onbekende' stoffen in de aangezogen lucht te identificeren). Van belang is dat voorafgaand aan de metingen een geschikte kolom in het instrument wordt geïnstalleerd en dat het instrument wordt gekalibreerd met ijk-gassen met bekende concentraties van de te verwachten componenten. Met het instrument kunnen concentraties ter plaatse direct gemeten worden, maar daarbij moet bedacht worden dat tijdens de analyse van het luchtmonster, die 10 tot 30 min kan duren, geen nieuw monster kan worden genomen (dode tijd). Om dit te ondervangen kunnen luchtmonsters over langere tijd worden genomen met Tedlar bags, waaruit door het instrument vervolgens een deelmonster wordt genomen. Op die manier kunnen gemiddelde concentraties over bv. 10 min worden gemeten.

## Continue monitoren

Voor BTX (benzeen, toluen en xyleen, en soms andere koolwaterstoffen) bestaan continue monitoren waarmee de concentraties van deze componenten voortdurend kunnen worden gemeten. Soortgelijke instrumenten bestaan ook voor andere componenten zoals fijn stof, SO<sub>2</sub>, NO en NO<sub>2</sub>, maar die spelen in het algemeen geen rol bij bodemsaneringen.

---

<sup>39</sup> Photo Ionisation Detector

<sup>40</sup> Flame Ionisation Detector

<sup>41</sup> Electron Capture Detector