

TNO-rapport

Inventarisatie van methodieken voor de risico- analyse van bodembedreigende activiteiten

Referentienummer 93-165
Dossiernummer 112327-22434
Datum december 1993
NP

Auteurs
D. de Weger
I. Heidebrink
M. Molag

Trefwoorden
- bodembescherming
- risico-analyse
- evaluatie methodieken

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden
vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt
door middel van druk, fotokopie, microfilm
of op welke andere wijze dan ook, zonder
voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd
uitgebracht, wordt voor de rechten en
verplichtingen van opdrachtgever en
opdrachtnemer verwezen naar de
'Algemene Voorwaarden voor Onderzoeks-
opdrachten aan TNO', dan wel de
betreffende terzake tussen partijen
gesloten overeenkomst.
Het ter inzage geven van het TNO-rapport
aan direct belanghebbenden is toegestaan.

© TNO

Bestemd voor
Speerpuntprogramma Bodemonderzoek
Postbus 37
6700 AA Wageningen

Samenvatting

Door de Afdeling Industriële Veiligheid van het Instituut voor Milieu- en Energietechnologie van de Hoofdgroep Milieu en Energie van TNO (IMET-TNO) zijn de momenteel beschikbare methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten (stationaire industriële installaties) geïnterviewd. Hierbij is het accent gelegd op de Nederlandse situatie; er is echter ook een aantal in het buitenland ontwikkelde methodieken bij de inventarisatie betrokken. Deze studie maakt als 'fase 2' deel uit van het project 'Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten', dat is uitgevoerd in het kader van het Speerpuntprogramma Bodembescherming.

In fase 1 van het project (uitgevoerd door Resources Planning Consultants B.V.) zijn de gebruikers en de behoefte aan risico-analysemethoden van de verschillende gebruikers in kaart gebracht. De risico-analysemethoden worden gebruikt door de rijks-, de provinciale en de gemeentelijke overheid en door de inspecties milieuhygiëne. In de behoefte worden vier beslisvelden onderscheiden, namelijk:

1. prioriteitstelling op beleidsvormingsniveau;
2. prioriteitstelling op maatregeleniveau;
3. toetsing op beleidsvormingsniveau;
4. toetsing op maatregeleniveau.

Tevens zijn door RPC de randvoorwaarden geformuleerd waaraan de methodieken moeten voldoen: ze moeten wetenschappelijk goed onderbouwd en inhoudelijk consistent zijn, en de gegevensbehoefte moet in de praktijk in te vullen zijn.

Doelstelling van de door TNO uitgevoerde studie was *het inventariseren van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten, alsmede het aangeven van het toepassingsgebied waarvoor de betreffende methodiek geschikt is*. De inventarisatie is uitgevoerd op basis van een literatuurrecherche van geautomatiseerde literatuurbestanden in Nederland, Duitsland en de VS, literatuur die bij de Afdeling Industriële Veiligheid beschikbaar was, en publikaties die werden aangetroffen in de bibliotheek van het Ministerie van VROM dan wel verkregen bij deskundigen uit het beleids- en onderzoeksveld (onder andere VROM en RIVM).

De methodieken zijn beoordeeld in relatie tot de gewenste toepassing in de vier geïdentificeerde beslisvelden. Van de geïnterviewde methodieken blijken er een kleine twintig geschikt te zijn voor toepassing in het kader van risico-analyse van bodembedreigende activiteiten. Er blijken grote verschillen te bestaan ten aanzien van de reikwijdte van de methodieken: sommige beperken zich tot het bepalen van de kans op een emissie, terwijl andere de gehele risico-keten (van lozing tot en met gevolgen voor de mens) beschouwen.

In globale termen is nagegaan in hoeverre de relevante methodieken voldoen aan de bovengenoemde randvoorwaarden. Aangegeven is voor welk beslisveld de methodieken geschikt zijn, en door welke gebruiker (bestuursniveau) ze kunnen worden toegepast. Tevens is aangegeven welke methodieken de meest veelbelovende zijn en wat de wenselijke ontwikkelingen zijn, en worden aanbevelingen gedaan met betrekking tot de prioriteiten in het onderzoek op dit terrein in de nabije toekomst.

Inhoudsopgave

	Samenvatting	2
1	Inleiding	5
2	Afbakening en doelstelling van het project	7
2.1	Afbakening	7
2.2	Doelstelling	7
3	Risico-analysemethodiek en eisen	9
3.1	Opzet van een risico-analysemethodiek	9
3.2	Beslisvelden	10
3.3	Informatiegebruik in relatie tot gebruiksniveau	11
3.4	Kenmerken van risico-methodieken	12
4	Opzet en uitvoering van de literatuur-inventarisatie	16
5	Evaluatie van risico-analyse-methodieken	17
5.1	Inleiding	17
5.2	Methodieken die zich beperken tot het vaststellen van (de kans op) emissies en/of immissies	18
5.2.1	Een methodiek voor de bepaling van het risico van bodemverontreiniging door bedrijven ([7], 'IBC-document', TNO)	18
5.2.2	Risicobenadering SAVE [12]	18
5.2.3	Risico- en effectanalyse van diverse opslagsystemen voor vloeibare aardolieprodukten ([14], Tebodin)	19
5.3	Methodieken die emissies, immissies en de verspreiding van de stof beschrijven	19
5.3.1	Hydrogeological Decision Analysis [9]	19
5.4	Methodieken die, uitgaande van een bepaalde concentratie in de bodem, de schade aan ecosystemen en/of mensen berekenen	20
5.4.1	Ecological risk assessment/environmental risk assessment (Barnthouse et al., [6])	20
5.4.2	Setting trigger concentrations [15]	20
5.4.3	Total Human Exposure [13]	21
5.4.4	Human Exposure to Soil Pollutants (HESP, [8])	21
5.4.5	CSOIL (RIVM, [19g])	21
5.5	Methodieken voor het vaststellen van grenswaarden	22
5.5.1	De C-waarden [19]	22
5.5.2	Grenswaarden 95% bescherming [2, 3]	23
5.5.3	Normstelling waterkwaliteit [4]	24

Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten

5.6	Overige methodieken.....	24
5.6.1	Uniform Beoordelingssysteem UBS ([11], RIVM)	24
5.6.2	Systematische prioriteitstelling voor bodembedreigende activiteiten met stoffen in de nijverheid ([16], DHV).....	25
5.6.3	Risico-indexen voor bodem- en grondwaterbedreigende stoffen ([17], MICON Milieuconsultants)	25
5.6.4	Een methodiek voor de beoordeling van risico's van grondwater- en bodembedreigende activiteiten in de Provincie Zuid-Holland ([18], RPC)	26
5.6.5	EPA risico mijnbouw (RCRA)	26
5.7	Evaluatie.....	26
6	Discussie	31
6.1	Inleiding	31
6.2	Gebruikers van bodem risico-analysemethodieken en randvoorwaarden	31
6.2.1	Bestuursniveau	31
6.2.2	Randvoorwaarden	32
6.3	Toepassingsgebied risico-analysemethodieken	33
6.3.1	Rangschikking risico-analysemethoden naar beslisvelden	33
6.3.2	Rangschikking naar bestuursniveau	36
6.4	Toekomstige ontwikkelingen.....	36
7	Conclusies en aanbevelingen	39
8	Literatuur	43
9	Verantwoording	50

Bijlage 1 Samenvattingen van de bestudeerde/relevante literatuur
Bijlage 2 RPC-rapportage fase 1: Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten

1 Inleiding

Het project 'Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten' is uitgevoerd in het kader van het Speerpuntprogramma Bodembescherming. Een methodiek voor de beoordeling van risico's voor bodembescherming is een instrument bij het voeren van preventief gericht bodembeschermingsbeleid.

Het onderhavige project heeft ten doel:

- de verschillende categorieën potentiële gebruikers van risico-analysemethodieken voor bodembescherming vast te stellen en de informatiebehoeften in relatie tot risico-analytische methoden te inventariseren (fase 1);
- de inventarisatie en de toepassingsgerichte beoordeling van de methoden van risico-analyse voor bodemverontreinigende activiteiten uit te voeren (fase 2).

Fase 1 van het project – de inventarisatie van de informatiebehoeften – is uitgevoerd door Resources Planning Consultants B.V., fase 2 door de Afdeling Industriële Veiligheid van het Instituut voor Milieu en Energietechnologie van TNO (IMET-TNO).

Het onderhavige rapport bevat de resultaten van fase 2 van het project. De risico-analyse van bodembedreigende activiteiten beoogt inzicht te geven in de consequenties voor de bodem tengevolge van activiteiten, die veelal door de mens uitgevoerd worden. Risico-analyses geven inzicht in zowel de omvang van gevolgen als in de kans dat die gevolgen optreden.

Het uitvoeren van een risico-analyse levert informatie op. Afhankelijk van de toepassing dient deze informatie een bepaalde mate van diepgang te hebben; in bepaalde gevallen kan worden volstaan met kwalitatieve resultaten, terwijl in andere gevallen kwantitatieve informatie nodig is. Door Resources Planning Consultants B.V. (RPC) is in fase 1 een inventarisatie van de informatiebehoefte van de verschillende gebruikers uitgevoerd [1]. Het rapport van fase 1 is in bijlage 2 gegeven. De geïnventariseerde toepassingen zijn ingedeeld in vier verschillende beslisvelden, namelijk:

1. prioriteitenstelling op beleidsvormingsniveau;
2. prioriteitenstelling op maatregeleniveau;
3. toetsing op beleidvormingsniveau;
4. toetsing op maatregeleniveau.

Tevens zijn door RPC de randvoorwaarden geformuleerd waaraan methoden van risico-analyse moeten voldoen [1]:

- goede wetenschappelijk onderbouwing;
- inhoudelijk consistent;
- de gegevensbehoefte moet in de praktijk in te vullen zijn.

In hoofdstuk 2 van dit rapport wordt het project afgebakend en wordt de doelstelling van het project geformuleerd.

In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de eisen die gesteld kunnen worden aan een risico-analyse-methodiek wil deze geschikt zijn voor toepassing in een van deze beslisvelden.

Nadat de wijze van informatieverzameling is uiteengezet (hoofdstuk 4), wordt in hoofdstuk 5 een aantal methodieken besproken waarvan in de inventarisatie is vast-

Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten

gesteld dat ze aan de eisen voldoen. Door de methodieken te vergelijken met de behoeften van de gebruikers wordt inzicht verkregen in de mogelijkheden en beperkingen van de bestaande risico-analysemethodieken.

In hoofdstuk 6 worden de methodieken beoordeeld op hun toepasbaarheid in zowel de verschillende beslisvelden als op de verschillende bestuursniveaus (landelijk, provinciaal, gemeentelijk, inspectie) en worden hiaten in de risico-analytische methodieken aangegeven.

In hoofdstuk 7 tenslotte wordt een aantal conclusies getrokken ten aanzien van de beschikbaarheid en de bruikbaarheid van de methodieken. Tevens worden aanbevelingen gedaan ten aanzien van de meest wenselijke toekomstige ontwikkelingen.

2 Afbakening en doelstelling van het project

2.1 Afbakening

Dit project heeft betrekking op risico-analyses van bodembedreigende activiteiten van stationaire activiteiten met milieugevaarlijke stoffen. Onder stationaire activiteiten c.q. bronnen worden in dit verband verstaan:

- productieprocessen;
- overslag en transport van gevaarlijke stoffen op het fabrieksterrein;
- opslag van gevaarlijke stoffen (ook ondergronds);
- opslag van afvalstoffen (industrieel, zuiveringsslib, mest).

De emissies van milieugevaarlijke stoffen, die bij de bovengenoemde industriële activiteiten plaatsvinden, omvatten:

- structurele emissies, die samenhangen met morsen, lozen, lekken etc.;
- structurele emissies via schoorstenen, leidend tot depositie elders;
- incidentele emissies leidend tot uitstroming in de nabijheid van de installatie;
- incidentele emissies (gaswolken, branden), leidend tot depositie elders.

De problematiek van het opbrengen van mest, baggerspecie of zuiveringsslib blijft daarmee buiten beschouwing.

2.2 Doelstelling

Oorspronkelijk was de doelstelling van het project beperkt tot het inventariseren van risico-analysemethodieken die zich richten op het beoordelen van technische en organisatorische maatregelen om te voorkomen dat stoffen in de bodem terecht komen (met andere woorden: het voorkómen van emissies). Gegeven de behoeften van de gebruikers [1] is echter besloten om ook methodieken in de inventarisatie te betrekken die de gehele keten van emissie tot en met schade (of een deel van deze keten) beschouwen.

Grofweg kan de volgende indeling worden gemaakt:

- methodieken die zich beperken tot het bepalen van de kans op een emissie (in casu falen van de omhulling) en/of een immissie (het bereiken van de bodem);
- methodieken die de omvang van de emissie, de immissie en de verspreiding van de stof in de bodem beschrijven;
- methodieken die, uitgaande van een bepaalde concentratie in de bodem, de schade aan ecosystemen en/of mensen berekenen;
- methodieken die het gehele traject beschrijven.

De doelstelling is nu als volgt geformuleerd:

- *Het inventariseren van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten, alsmede het aangeven van het toepassingsgebied waarvoor de betreffende methode geschikt is.*

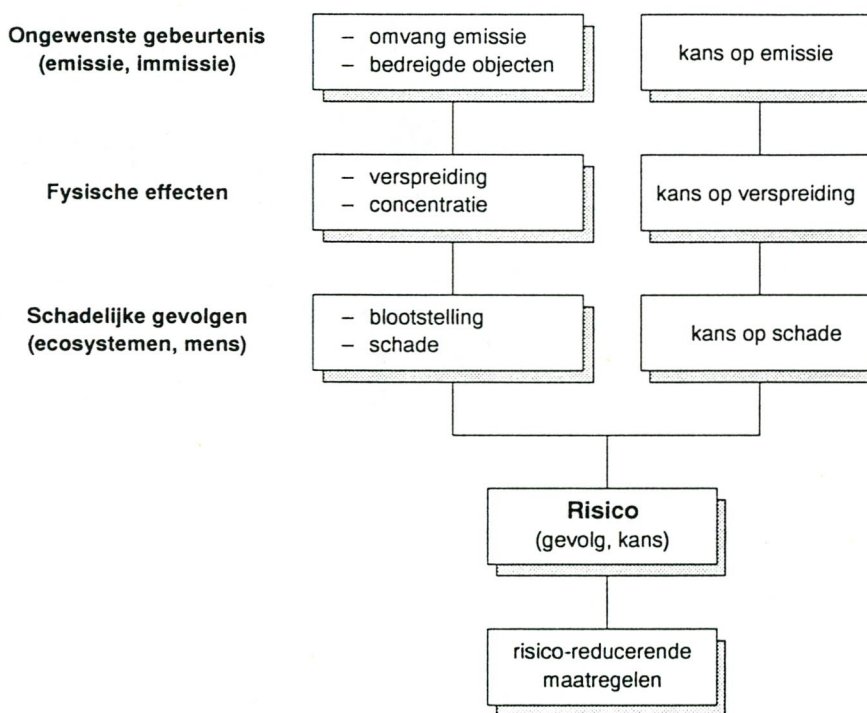
Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten

Voor de inventarisatie is een groot aantal publikaties bestudeerd; de neerslag daarvan is te vinden in bijlage 1. Op basis hiervan is een aantal methodieken geselecteerd die betrekking hebben op het hier beschouwde probleemveld (zie 2.1) en die voldoende ontwikkeld zijn om direct in een van de beslisvelden te worden gebruikt. In hoofdstuk 4 worden deze methodieken en hun mogelijke toepassingsgebied nader beschreven.

3 Risico-analysemethodiek en eisen

3.1 Opzet van een risico-analysemethodiek

Een risico-analysemethodiek is een instrument waarmee het risico van een bepaalde activiteit kan worden ingeschat. Hierbij kan onderscheid worden gemaakt tussen acute, korte termijn-risico's enerzijds, en anderzijds risico's die pas op de lange termijn merkbaar worden. In beide gevallen kan er sprake zijn van een langdurige blootstelling aan kleine hoeveelheden of van een kortdurende blootstelling aan een hoge concentratie. De inventarisatie van risico-analysemethodieken voor bodembedreigende activiteiten zal zich op beide typen risico's dienen te richten, omdat de kwaliteit van de bodem zowel door korte als lange termijn-risico's aangetast kan worden. Figuur 3.1 bevat een schematische weergave van een risico-analyse; deze is afgeleid van de risico-analyses zoals die in het kader van externe veiligheidsstudies worden uitgevoerd, en toegespitst op bodemrisico's.



Figuur 3.1 Structuur van een risico-analysemethodiek

In een kwantitatieve risico-analyse worden drie stappen onderscheiden:

1. Bepalen van de oorzaak van de vervuiling. Dit kan zijn een incidentele emissie, een ongeval, een langdurige lekkage met als gevolg sluipende vervuiling, etc. In het algemeen wordt hiervoor de term 'ongewenste gebeurtenis' gebruikt.

2. Berekenen van de lotgevallen van de vrijgekomen stoffen. Deze worden beschreven met behulp van de resultaten van de zogenaamde 'fysische effect-berekeningen', die leiden tot de concentratie van het vrijgekomen materiaal als functie van tijd en plaats.
3. Bepalen van de uiteindelijke gevolgen. In deze stap wordt de feitelijke schade berekend. Als maat voor de schade kunnen worden gebruikt de aantallen slachtoffers (doden en/of gewonden) van een ongeval, het vervuilde oppervlak, de mate van verstoring van een ecosysteem, etc.

In hoeverre elk van deze stappen tot in detail wordt doorlopen, is afhankelijk van de context waarin de risico-analyse wordt uitgevoerd, met andere woorden het niveau binnen de overheid waar de resultaten zullen worden toegepast (rijk/provincie/gemeente/inspectie) alsmede de wijze waarop toepassing plaatsvindt.

3.2 Beslisvelden

De wijze waarop de resultaten van risico-analyses worden gebruikt door de overheid is geïnventariseerd door RPC in het eerste deel van deze studie [1]. Het resultaat is een karakterisering aan de hand van de doelen die worden nagestreefd zoals schematisch weergegeven in figuur 3.2.

	Prioriteitsstelling	Toetsing
Beleidsvorming	Beslisveld 1	Beslisveld 3
Maatregelen	Beslisveld 2	Beslisveld 4

Figuur 3.2 Indeling van de geïnventariseerde informatiebehoefte in beslisvelden

In de eerste fase van deze studie is door RPC nagegaan hoe de informatiebehoefte zich verhoudt tot de gebruikers/het gebruiksniveau. Dit heeft geleid tot de identificatie van vier beslisvelden, te weten:

1. prioriteitsstelling op beleidsvormingsniveau;
2. prioriteitsstelling op maatregelenniveau;
3. toetsing op beleidsvormingsniveau;
4. toetsing op maatregelenniveau.

Prioriteitsstelling houdt in dat er een volgorde (optimaal ... minst gunstig) wordt vastgesteld, al dan niet aan de hand van kwantitatieve gegevens.

Toetsing betekent het vergelijken van het risico van een specifieke situatie met van tevoren vastgestelde normen. Voor de eigenlijke toetsingsactiviteit is geen speciale methodiek vereist: dit is simpelweg het naast elkaar leggen van twee getallen. Voor het vaststellen van de beide getallen is de gevolgde methodiek wel van belang; dit geldt zowel voor het bepalen van het risico van de betreffende situatie als voor het vaststellen van de grenswaarden. In het kader van deze studie zal met betrekking tot 'toetsing' dan ook vooral aandacht worden besteed aan het ontwikkelen van normen voor de beoordeling van bodemrisico's. Het is van groot belang dat de aard van de normen en de aard van de uitkomsten van de prioriteitsstelling op elkaar afgestemd worden (vergelijkbare/gelijksoortige grootheden).

Bij *prioriteitenstelling op beleidsvormingsniveau* gaat het om de beantwoording van vragen als:

- Welke bedrijfstakken behoeven prioritaire aandacht?
- Welke categorie van industrieën zijn toelaatbaar, gerelateerd aan een bepaald bodemgebruik?
- Dient er een maximum gesteld te worden aan de bepaalde industriële activiteiten in een bepaald gebied?
- Welke stoffen (bijvoorbeeld aardolieproducten) mogen in een bepaald gebied gebruikt worden?

De risicomethodiek voor beantwoording van dit type vragen zal een grofmazige methode dienen te zijn.

Bij *toetsing op het beleidsvormingsniveau* worden de bepaalde risico's getoetst aan de normen of richtwaarden, die zijn vastgesteld ter bescherming van de bodem. Deze normen of richtwaarden dienen aan te sluiten bij het type antwoorden, die de grofmazige risicomethodieken bij prioriteitsstelling op beleidsvormingsniveau opleveren.

Bij *prioriteitenstelling op maatregeleniveau* gaat het om de beantwoording van de volgende vragen:

- Welke maatregelen kunnen ter vermindering van de risico's van bodemverontreiniging genomen worden (selectie van maatregelen)?
- Welke maatregelen zijn het meest optimaal (evaluatie van maatregelen)?

Vanuit de optiek van de risico-analyse is het gangbaar om vast te stellen welke risicoreductie wordt bereikt bij invoering van een bepaalde maatregel. Hierbij kan als maat voor het risico zowel de kans, het gevolg als beide (kans en gevolg) worden gebruikt.

Ook op het maatregeleniveau is er in aansluiting op de prioriteitsstelling de behoefte om de vastgestelde risico's te *toetsen* aan normen of richtwaarden, die gesteld zijn ter bescherming van de bodem. Deze toetsing verloopt analoog aan die op het beleidsvormingsniveau.

3.3 Informatiegebruik in relatie tot gebruiksniveau

In de eerste fase van de studie werd door RPC geconstateerd, dat het informatiegebruik op het hoogste bestuurlijke niveau (rijk) vooral beslisveld 1 en in mindere mate beslisveld 2 betreft. Op provinciaal niveau is eveneens beslisveld 1 het belangrijkste, met daarnaast de velden 2 en 3. Op gemeentelijk niveau is er een (zij het niet zo expliciete) behoefte aan alle vier de beslisvelden.

Op het niveau van de inspectie, tenslotte, heeft men vooral behoefte aan de velden 3 en 4, en in mindere mate aan 2.

Kwalitatief vs. kwantitatief

Het ligt voor de hand te veronderstellen dat er op een hoger (bestuurlijk) niveau behoefte is aan kwalitatieve en/of globale informatie. Dit blijkt in de praktijk echter niet altijd het geval te zijn. Ook in de beleidsvormende sfeer kan heel goed gebruik worden gemaakt van kwantitatieve informatie, bijvoorbeeld het al dan niet toestaan van het gebruik van een bepaalde stof op grond van de toxiciteit (in casu de LC₅₀-waarde) van die stof. Anderzijds zijn er omstandigheden denkbaar waarin maatregelen worden geformuleerd op basis van kwalitatieve afwegingen, bijvoorbeeld wanneer er slechts een indicatie beschikbaar is van de schadelijkheid van een bepaalde stof.

Wel wordt er in de toetsingssfeer bij voorkeur van kwantitatieve gegevens gebruik gemaakt, hetzij in de vorm van concrete stofeigenschappen, hetzij als min of meer abstracte getallen ('risico-scores') die worden gebruikt als maat voor het risico. Bij prioriteitstelling kan zowel kwantitatieve als kwalitatieve informatie gebruikt worden.

Globaal vs. specifiek

Om zicht te krijgen op de benodigde specificiteit van de informatie is het zinvol om onderscheid te maken tussen de stofgerichte benadering en de activiteitgerichte benadering. Bij de stofgerichte benadering ligt het accent op de stof(fen); de aanwezige modellen maken gebruik van stofparameters gaan vooral in op de berekening van de lotgevallen van de stof (omzetting, verspreiding in/uitwisseling tussen de verschillende milieucompartimenten, etc.). De activiteitgerichte benadering wordt vooral gekeken naar de aspecten van de activiteit die bepalend zijn voor het risico, zoals de proces-indeling, de lay-out van de fabriek, en de technische en organisatorische maatregelen die zijn genomen om emissies te voorkomen of beperken.

In beide gevallen kan er gekozen worden voor een globale dan wel een specifieke aanpak. Welke keuze wordt gemaakt, is bepalend voor de wijze waarop het risico wordt uitgedrukt. Het risico wordt bepaald door kans en gevolg. In sommige gevallen kan worden volstaan met alleen de kans of alleen het gevolg, in andere gevallen is het noodzakelijk beide resultaten weer te geven.

3.4 Kenmerken van risico-methodieken

Een toekomstige gebruiker die een risico-analysemethodiek wil selecteren zal voorwaarden stellen die rechtstreeks samenhangen met de context waarin de methodiek gebruikt zal gaan worden. Er zijn drie factoren die samen de randvoorwaarden vormen die bij de keuze van de risico-analysemethodiek een rol spelen, te weten:

- het type informatie;
- de mate van onderscheid ten aanzien van de stoffen;
- de mate van onderscheid ten aanzien van de activiteiten.

Met deze drie aspecten zijn in totaal $2 \times 2 \times 2 = 8$ combinaties mogelijk. Ten aanzien van het type informatie wordt nog opgemerkt, dat naast het onderscheid kwalitatief-kwantitatief ook onderscheid kan worden gemaakt tussen methodieken die het accent leggen op kansen of op gevolgen. Dit brengt het totaal aantal combinaties op 16. Van deze 16 mogelijkheden vallen er een aantal samen, bijvoorbeeld omdat methodieken zowel op kansen als op gevolgen ingaan. Ook wordt er een aantal combinaties als niet relevant beschouwd. Uiteindelijk blijven er 8 categorieën over.

Een gebruiker kan bijvoorbeeld voor zichzelf besloten hebben dat de methodiek kwantitatieve gegevens (type informatie: kwantitatief) moet opleveren. Wanneer duidelijk is voor welke vragen of problemen de methodiek moet worden toegepast (bijvoorbeeld voor het beoordelen van bedrijven die zich in een gemeente willen gaan vestigen) zal de gebruiker ook een beeld hebben van de mate van detail van de beschikbare gegevens (onderscheid activiteiten, onderscheid stoffen). Hiermee zijn de randvoorwaarden gegeven waaraan een methodiek moet voldoen om aan de wensen van de gebruiker tegemoet te komen: de methodiek moet kwantitatieve informatie leveren, en een bepaalde mate van onderscheid hanteren van zowel de stoffen als de activiteiten.

Daarnaast is het van belang op welke wijze een methodiek de gevolgen van een ongeval en/of de kansen belicht, en wat voor soort output de methodiek levert. Dit noemen we de 'kenmerken' die aan de methodiek gesteld kunnen worden. Deze kenmerken zijn mede ontleend aan de inventarisatie die in fase 1 van de studie heeft plaatsgevonden door RPC. Bij het vaststellen van de pakketten van kenmerken is er vanuit gegaan dat de kwantitatieve benadering voor prioriteitstelling niet wezenlijk verschilt van de benadering voor toetsing. In brede zin is toetsen het vergelijken van bepaalde kenmerken/gegevens met van tevoren vastgestelde normen.

Overigens moet 'kwantitatief' in dit kader ruim worden opgevat: ook een categorisering op basis van een risico-score leidt al tot een (zij het semi-) kwantitatief resultaat.

In tabel 3.1 is voor acht categorieën van risico-analysemethodieken aangegeven:

- a. wat de randvoorwaarden zijn, en
- b. welke kenmerken aan de methodiek toegekend worden ten aanzien van (de aard van) de gevolgberekeningen, (de aard van) de kansberekeningen en de output ofwel de resultaten van de methodiek.

Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten
Tabel 3.1 Randvoorwaarden en kenmerken voor de verschillende risico-benaderingen

nr.	Randvoorwaarden			Kenmerken		
	type informatie	onderscheid stoffen	onderscheid activiteiten	gevolg-berekeningen	kans-berekeningen	output
1	kwalitatief	globaal	globaal/ specifiek	nee	kwalitatieve schatting over- all-kans	'ja/nee' of categorieën
2	kwalitatief	globaal/ specifiek	globaal	kwalitatieve schatting ge- volgen	nee	'ja/nee' of categorieën
3	kwantitatief (voornamelijk kansen)	globaal	globaal	nee	kwantitatieve schatting over- all-kans	categorisering frequenties of risico-scores
4	kwantitatief	globaal	specifiek	nee	ja, op basis van deelkan- sen of verge- lijkbare grootheden	frequentie of risico-score
5	kwantitatief (voornamelijk gevolgen)	globaal	globaal	ja	nee	grootheid die representatief is voor schade
6	kwantitatief	specifiek	globaal	- ja - impliciet	- nee - nee	- grootheid re- presentatief voor schade; - grenswaarde
7	kwalitatief	specifiek	specifiek	ja; kwalitatief algoritme; ca- tegorisering schade	kwalitatieve schatting overall-kans	categorisering
8	kwantitatief	specifiek	specifiek	ja; kwantitatief algoritme en schattingen	ja, op basis van deelkan- sen of verge- lijkbare grootheden	kwantitatief: verwachtings- waarde; represent. grootheden voor kans en gevolg

In figuur 3.3, tenslotte, kan worden afgelezen welke van de risico-benaderingen geschikt zijn voor toepassing in de verschillende beslisvelden. Deze indeling is tot stand gekomen op grond van de volgende overwegingen [1]:

- op alle (bestuurlijke) niveaus wordt gebruik gemaakt van kwalitatieve zowel als kwantitatieve informatie;
- bij prioriteitsstelling kan gebruik gemaakt worden van kwalitatieve zowel als kwantitatieve informatie, bij toetsing wordt bij voorkeur gebruik gemaakt van kwantitatieve gegevens;
- op beleidsvormend niveau volstaat een globale benadering (zowel qua stof als qua activiteit);

Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten

- op maatregelniveau dient zoveel mogelijk een stof- en activiteit-specifieke benadering gevolgd te worden.

	Prioriteitsstelling	Toetsing
beleidsvorming	1. kwalitatief, kans 2. kwalitatief, gevolg 3/4. kwantitatief, kans 5/6. kwantitatief, gevolg	3/4. kwantitatief, kans 5/6. kwantitatief, gevolg
maatregelen	7. kwalitatief, kans en gevolg 8. kwantitatief, kans en gevolg	8. kwantitatief, kans en gevolg

Figuur 3.3 Toedeling van typen risico-benadering aan de diverse toepassingsgebieden

4 Opzet en uitvoering van de literatuur-inventarisatie

De literatuurinventarisatie is gestart met de bestudering van de publikaties die bij de afdeling Industriële Veiligheid beschikbaar waren (referentie [2], [3], [4], [16], [17], en lit. (Kolluru, 1991) en (N.N., 1988)).

Vervolgens zijn door het CID-TNO (Centrum voor Informatie en Documentatie) de volgende databanken geraadpleegd:

Naam	Leverancier	Resultaat totaal	Recherche interessant
Milieu onderzoek	CID-TNO	35	16
CIMI	RIVM	3	1
VROM	Samson-Veldkamp	16	1
VENW	Ministerie V&W	11	4
NTIS	National Technical Information Services	1	-
ULIT	Umweltbundesamt	4	4
DECHEMA	Deutsches Gesellschaft für chemisches Apparatenwesen	11	1

Legenda:

- CIMI = Centrale Ingang Milieu Informatie
- VENW = Literatuurdokumentatie over de beleidsterreinen van het Ministerie van Verkeer & Waterstaat
- NTIS = National Technical Information Services
- DECHEMA = Chemical Engineering and Biotechnology Abstract Databank
- ULIT = Umweltliteratur

Bij de literatuurrecherche werden in het zoekprofiel de volgende trefwoorden meege-
nomen: bodemverontreiniging, preventie, risico-analyse, bodembescherming. Bij het
VENW bestond ook: landecosystemen.

Voor het Engelstalige databestand werden de trefwoorden: soil, pollution prevention,
soil protection, risk analysis, risk assessment en danger gebruikt.

Voor het Duitstalige databestand werden de trefwoorden Bodenkontamination, Bo-
denschutz, Schadstoffe en Gefahr gebruikt.

De relevant lijkende artikelen werden opgevraagd, in totaal 28.

Mogelijk relevante publikaties en artikelen waarnaar in de bestudeerde literatuur
wordt verwezen, werden opgevraagd.

Er werd een bezoek gebracht aan de bibliotheek van het Ministerie van VROM, waar
met behulp van de interne database een veertigtal samenvattingen werd opgevraagd.
Op basis hiervan werden ca. 15 publikaties nader bestudeerd.

Tenslotte werd via persoonlijke kontakten met een aantal deskundigen uit het beleids-
en onderzoeksveld (o.m. bij VROM en het RIVM) een aantal publikaties verkregen.

5 Evaluatie van risico-analyse-methodieken

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een evaluatie gepresenteerd van de risico-analyse-methodieken die in de literatuur zijn aangetroffen, en die zover zijn ontwikkeld dat ze in de praktijk toepasbaar zijn. Deze methodieken zijn beoordeeld op basis van de in tabel 3.1 gepresenteerde eisenpakketten, wat heeft geleid tot een indeling in een van de acht categorieën en in het verlengde daarvan een uitspraak over mogelijke toepassing in een van de vier beslisvelden.

Dit hoofdstuk is ingedeeld in een aantal paragrafen, op basis van het gedeelte van het risico-analysetraject (emissie - immissie - verspreiding - blootstelling - schade) dat door de methodiek wordt beschreven. Dit heeft geleid tot de volgende onderverdeling:

- a. methodieken die zich beperken tot het vaststellen van (de kans op) emissies en/of immissies;
- b. methodieken die emissies, immissies en de verspreiding van de stof beschrijven;
- c. methodieken die, uitgaande van een bepaalde concentratie in de bodem, de schade aan ecosystemen en/of mensen berekenen;
- d. methodieken die het gehele traject (emissie t/m schade) beschrijven;
- e. methodieken die risico rechtstreeks koppelen aan stofeigenschappen;
- f. methodieken om grenswaarden te bepalen.

De methodieken in de beide laatste groepen voeren geen risicoberekeningen uit in de strikte zin van het woord. Dat wil zeggen dat er geen 'effect- en schadeberekeningen' worden gedaan op grond van een concreet ongevals- of emissiescenario, en dat er dus ook geen schade-afstanden of risico-contouren bepaald worden. Ze beperken zich tot het vaststellen van grenswaarden voor stoffen, waarbij naast de toxicologische eigenschappen ook het gedrag van de stof in de bodem, verdamping uit de bodem, eventuele omzetting etc. meegenomen kunnen worden.

In elk van de genoemde groepen kunnen in principe methodieken voorkomen uit alle categorieën die in tabel 3.1 worden genoemd.

Naast de hier behandelde methodieken zijn er nog diverse methodes in omloop voor het bepalen van risico's of restrisico's van bodemverontreiniging; deze maken veelal deel uit van methodieken waarin het accent op een specifieke activiteit of stof(groep) ligt. Voorbeelden hiervan zijn bijvoorbeeld de Risico-analyse isolatie bij bodemverontreiniging (Laboratorium voor Grondmechanica, Delft, 1986) en het Verkennend onderzoek stortplaatsen (IWACO, Boxtel, 1987) en de Risicobepaling isolatievoorzieningen (RISIV), uitgevoerd door SCMO-TNO in 1991. Met het hier behandelde pakket is echter een representatief beeld gegeven van wat er momenteel beschikbaar is; deze overige methodieken voegen geen essentiële nieuwe informatie toe.

5.2 Methodieken die zich beperken tot het vaststellen van (de kans op) emissies en/of immissies

5.2.1 Een methodiek voor de bepaling van het risico van bodemverontreiniging door bedrijven ([7], 'IBC-document', TNO)

Met deze methodiek kan vastgesteld worden welke installaties de belangrijkste bijdrage leveren aan het milieurisico van een inrichting, wat het effect is van een risico-reducerende maatregelen, en hoe groot het (bodem)risico is in vergelijking met dat van andere bedrijven.

Als maat voor het totale risico van een bepaalde inrichting geeft de methodiek een verwachtingswaarde, die het (gesommeerde) produkt is van emissie en kans, alsmede een bodemrisicofactor, die een maat is voor de potentiële verspreiding van de stoffen via het grondwater in de omgeving van de inrichting. De emissies en bijbehorende kansen van de afzonderlijke onderdelen kunnen in een grafiek worden weergegeven.

De methodiek is kwantitatief, en geeft zowel kansen als 'gevolgen' (in casu bronsterktes). Bij de bepaling van de bronsterktes en kansen wordt rekening gehouden met reeds bestaande risico-reducerende maatregelen door het toepassen van correctiefactoren. Er wordt beperkt onderscheid gemaakt naar stoffen; wat betreft de activiteiten is het onderscheid specifiek. De methodiek valt in categorie 8, en is dus geschikt voor toepassing op het maatregeleniveau in de prioriterende en toetsende sfeer.

5.2.2 Risicobenadering SAVE [12]

Door het Ingenieurs-/adviesbureau SAVE (Apeldoorn) is een methodiek voorgesteld [12] op basis van het IBC-document van TNO [7], waaraan het concept van de zogenaamde risico-zone aan toe wordt gevoegd. Doel van de methodiek is het operationaliseren van de uitgangspunten van de Wet Bodembescherming door een combinatie van preventieve en repressieve maatregelen.

De risico-zone is het gebied onder en rond de activiteit waar (tijdelijk) een bepaalde mate van vervuiling kan worden toegestaan. Gestreefd moet worden naar een risico op het grensvlak van de risico-zone en de overige bodem van nul. Er wordt niet aangegeven hoe de grens van de risico-zone bepaald moet worden; de conclusie is dan ook dat in de huidige versie de door SAVE ontwikkelde methodiek niet leidt tot een betere kwantificering van het risico. Op zichzelf is het concept van de risico-zone interessant; een dergelijk begrip kan bij een goede uitwerking zeer nuttig zijn bij zowel de beleidsvorming als bij de toetsing van bodembeschermende maatregelen. Het is dan ook aan te bevelen om een nieuwe definitie op te stellen van het begrip risico-zone, waarbij een concrete relatie wordt gelegd met de grondwaterbescherming.

De methodiek ligt in het verlengde van het IBC-document, en is dus in ieder geval toepasbaar op die gebieden waar de TNO-methodiek ook ingezet kan worden, te weten maatregelen (prioriteitstelling en toetsing).

5.2.3 Risico- en effectanalyse van diverse opslagsystemen voor vloeibare aardolieprodukten ([14], Tebodin)

Deze methodiek berekent de kans op en hoeveelheid vrijkomende stof bij lekkage van opslagsystemen voor vloeibare aardolieprodukten. Er worden vijf combinaties van soorten opslagtanks en technische maatregelen onderscheiden. De methodiek is specifiek voor de stofcategorie 'aardolieprodukten'; binnen deze categorie wordt geen onderscheid naar stoffen gemaakt. De methodiek geeft schattingen van de maximale infiltratiediepte en de maximale verspreiding van olie op het grondwater.

Als maat voor het risico wordt de 'kans maal gevolg-benadering' gehanteerd: het risico is het produkt van de kans op lekkage en de omvang van de emissie (hoeveelheid weggelekt produkt). Zowel de kans als de gevolgen worden gekwantificeerd.

De methodiek is vergelijkbaar met de TNO-methodiek (IBC-document) [7] toegepast op de opslag van aardolieprodukten.

Er vanuit gaande dat de stofcategorie 'aardolieprodukten' specifiek genoeg is, kan deze methodiek worden gekenschetst als een categorie 8-benadering. Hiermee is zij toepasbaar bij prioriteitstelling en toetsing op het maatregelenniveau.

5.3 Methodieken die emissies, immissies en de verspreiding van de stof beschrijven

5.3.1 Hydrogeological Decision Analysis [9]

Voor het berekenen van het risico van grondwaterverontreiniging op afvalopslagterreinen en installaties voor afvalverwerking en -behandeling, is in de Verenigde Staten een methodiek ontwikkeld die bestaat uit:

- een simulatiemodel voor grondwaterstroming en transport;
- een onzekerheidsmodel waarmee de model- en parameteronzekerheden bepaald kunnen worden;
- een decision model dat beide aspecten combineert en een waarde berekent van de 'objective function' die een maat is voor het risico [9].

In de objective function worden zowel het risico als de kosten en baten verwerkt. Het risico wordt in geld uitgedrukt.

De methodiek is kwantitatief, en berekent zowel emissies en schade als kansen (categorie 8). Door de gehanteerde definitie van falen (een verontreiniging van het grondwater die in strijd is met de regelgeving ...) is deze methodiek alleen toepasbaar op het maatregelenniveau.

5.4 Methodieken die, uitgaande van een bepaalde concentratie in de bodem, de schade aan ecosystemen en/of mensen berekenen

5.4.1 Ecological risk assessment/environmental risk assessment (Barnthouse *et al.*, [6])

Door Barnthouse *et al.* is een aantal methodieken ontwikkeld voor ecologische of milieu-risico-analyse. Het doel van deze methodieken is prioriteitstelling en/of vergelijking van stoffen. Hiertoe worden stoffen ondergebracht in een bepaalde categorie op basis van een vergelijking van de geschatte concentratie in het milieu met een referentiewaarde.

De methodieken gaan uit van de contaminant concentratie in de bodem. Als maat voor het risico worden gehanteerd:

- de verhouding van de geschatte contaminant concentratie in het milieu met een toxicologische referentiewaarde (bijvoorbeeld een LC50) [6a];
- het verschil ($\log \text{TRW} - \log \text{CCM}$), met CCM de contaminant concentratie in het milieu en TRW de toxicologische referentiewaarde (TRW) [6b]; aangenomen wordt dat deze variabelen onafhankelijk en lognormaal verdeeld zijn. Het risico is gedefinieerd als de kans dat bovengenoemd verschil kleiner is dan nul.

De methodieken zijn kwantitatief. Door de keuze van het type referentiewaarde wordt impliciet gekeken naar gevolgen (schade). Er worden echter geen responspercentages of aantallen slachtoffers berekend. Ook worden er geen kansen berekend. De benadering volgens Barnthouse valt in categorie 6, en is daarmee toepasbaar bij prioriteitstelling en toetsing op beleidsvormingsniveau.

5.4.2 Setting trigger concentrations [15]

Deze methodiek gaat uit van een gegeven concentratie in de bodem, en berekent aan de hand van schattingen van a. de belangrijkste blootstellingsroute(s) en b. de meest kwetsbare bevolkingsgroepen, de toename in een van tevoren vastgestelde 'bio-indicator' (bijvoorbeeld concentratie in het bloed, dagelijkse inname via het voedsel).

Het risico wordt gemeten als de toename van de bio-indicator en van het aantal personen behorend tot de betreffende bevolkingsgroep dat een zeker risico loopt. Het resultaat is een concentratie waarbij een bepaald percentage van de bevolking nog risico loopt.

De methodiek is duidelijk stof-specifiek; er wordt geen onderscheid gemaakt naar activiteiten. Er worden wel gevolgberekeningen gedaan, in termen van aantallen personen (percentages) waarbij een grensconcentratie in het lichaam overschreden zal worden. Kansen in de 'risico-analytische' zin van het woord worden niet bepaald. De methode valt in categorie 6 (kwantitatief, gevolg) en kan worden toegepast bij prioriteitstelling en toetsing in de beleidsvormende sfeer.

5.4.3 Total Human Eposure [13]

Deze methodiek beschouwt de mens als een 'bubble' die op allerlei manieren wordt blootgesteld aan schadelijke stoffen. Al deze routes worden meegenomen in de evaluatie. Via de 'direct approach' (metingen op of in het lichaam) of de 'indirect approach' (modelberekeningen) worden uitspraken gedaan over de opgenomen hoeveelheid van een bepaalde stof(categorie).

De methodiek is kwantitatief, stof-specifiek en niet activiteit-specifiek. Er worden geen kansen berekend. Categorie 6, toepassing bij prioriteitstelling en toetsing op het niveau van beleidsvorming.

5.4.4 Human Exposure to Soil Pollutants (HESP, [8])

Het doel van deze methodiek is het schatten van het risico voor de mens van gevaarlijke stoffen afkomstig van bodemverontreiniging; hierbij wordt gebruik gemaakt van het computer model HESP, ontwikkeld door ECETOC [8]). De maat voor het risico is de opgenomen dosis (mg/kg/dag). Deze wordt berekend voor een bepaalde stof en aan de hand van parameters voor een bepaald bodemcompartiment. Er worden zoveel mogelijk opnameroutes beschouwd (inhalatie, ingestie, etc.).

De methodiek is kwantitatief, stof-specifiek en niet activiteit-specifiek. Er worden geen kansen berekend. Categorie 6, toepassing bij prioriteitstelling en toetsing op het niveau van beleidsvorming.

5.4.5 CSOIL (RIVM, [19g])

Door Van den Berg [19g] is het blootstellingsmodel CSOIL beschreven. Doelstelling van deze methodiek is het schatten van de actuele blootstelling en de bijbehorende kans op gezondheidsschade; met deze gegevens kan de urgentie van een eventueel saneringsonderzoek worden bepaald. Er wordt gebruik gemaakt van de modellen SOILRISK (Ten Berge, 1990) en HESP [8] en van de eerdere beschrijving van Linders (1990). Met behulp van CSOIL kan de blootstelling van volwassenen en kinderen (t/m 6 jaar) worden berekend, uitgaande van een concentratie van verontreinigende stoffen in de bodem.

Van den Berg stelt dat tenminste 90% van de blootstellingsdosis afkomstig is van ingestie van grond, consumptie van gewas en inhalatie (van met name binnenlucht). Blootstellingsroutes die slechts in (zeer) geringe mate bijdragen tot de dosis zijn inhalatie van gronddeeltjes, inhalatie tijdens het douchen, dermaal contact met grond, dermaal contact tijdens douchen, en drinkwaterinname (samen niet meer dan 9%).

Het model is kwantitatief; het is stofspecifiek en locatiespecifiek (bodemparameters), er wordt echter geen onderscheid naar activiteiten gemaakt. Het model valt derhalve in categorie 6, en is daarmee toepasbaar bij prioriteitsstelling en toetsing op beleidsvormingsniveau.

5.5 Methodieken voor het vaststellen van grenswaarden

5.5.1 De C-waarden [19]

Door het RIVM is in opdracht van het Ministerie van VROM de technisch-wetenschappelijke onderbouwing van het technisch-inhoudelijke deel van de Leidraad Bodembescherming verzorgd [19a t/m h]. In dit kader is een methodiek ontwikkeld voor het vaststellen van humaan-toxicologische toetsingswaarden voor bodemkwaliteit. Deze 'C-waarden' worden gebruikt als criterium om vast te stellen of een stof een 'ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu' als gevolg van bodemverontreiniging vormt [19f]. Wanneer dit het geval is, is er sprake van 'saneringsnoodzaak'.

Deze toetsing vindt plaats ter afsluiting van de eerste fase van het zogenaamd 'Nader Onderzoek'. Bij overschrijding van de C-waarde treedt fase II van het Nader Onderzoek in werking, waarin de saneringsurgentie wordt vastgesteld en op basis waarvan de prioriteitstelling plaatsvindt. Het Nader Onderzoek maakt deel uit van de totale keten van onderzoek in het kader van de bodemsanering, bestaande uit Oriënterend Onderzoek, Nader Onderzoek en Saneringsonderzoek.

In [19a] zijn voorstellen gepresenteerd voor ecotoxicologisch onderbouwde C-waarden. Deze waren voornamelijk gebaseerd op gegevens met betrekking tot de bodemecotoxiciteit. Later zijn deze waarden 'geijkt' aan aquatotoxiciteitsgegevens [19h]. In [19f] zijn voorstellen gedaan voor humaan-toxicologisch onderbouwde C-waarden. De basis hiervoor werd onder meer geleverd in [19c] en [19e]. In [19g] zijn de humaan- en de eco-toxicologisch onderbouwde C-waarden geïntegreerd. Bij het vaststellen van de C-waarden wordt onder meer gebruik gemaakt van het blootstellingsmodel CSOIL (zie hoofdstuk 5.4.5).

Het criterium 'ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu' valt in twee delen uiteen:

1. *Ernstig gevaar voor het milieu* is gedefinieerd als 'het plaatsvinden (of dreigen plaats te vinden) van onomkeerbare en onherstelbare schade aan de soortensamenstelling'. Onomkeerbare en onherstelbare schade is gekwantificeerd als die schade waarbij 50% van de soorten in een systeem nadelige effecten ondervindt door de aanwezigheid van een of meer verontreinigende stoffen in concentraties boven de NOEC voor de betreffende soort(en) [19a,g].

Hoe ernstig de nadelige effecten zijn kan per soort sterk variëren. Ook de bodemeigenschappen zijn van invloed op het beschikbaar zijn van stoffen en dus op het risico.

2. *Ernstig gevaar voor de volksgezondheid* wordt gesplitst in gevaar door genotoxische carcinogenen enerzijds, en door niet-genotoxische carcinogenen en niet-carcinogenen anderzijds.

- De advieswaarde voor genotoxische carcinogenen gaat uit van het zogenaamde 'one-hit-model', dat wil zeggen dat aangenomen wordt dat er geen drempel-

waarde voor deze stoffen bestaat. Als criterium is gekozen voor overschrijding van het maximaal toelaatbare risico; in de notitie 'Omgaan met risico's' [20] is dit niveau gesteld op die hoeveelheid stof die 1 extra kankergeval per 10000 ($1:10^4$) levenslang blootgestelde individuen zal veroorzaken. (Afhankelijk van de wijze van blootstelling, oraal respectievelijk inhalatoir, wordt gerekend in mg/kg lichaamsgewicht respectievelijk mg/m³ ingeademde lucht.) De betreffende dosis respectievelijk concentratie wordt bij voorkeur geschat op basis van humaan-epidemiologische gegevens; wanneer deze ontbreken kan gebruik worden gemaakt van chronische carcinogeniteitsstudies met proefdieren [19g].

- Ook voor de niet-genotoxische carcinogenen en niet-carcinogene stoffen is als criterium gekozen voor overschrijding van het maximaal toelaatbare risico; in de notitie 'Omgaan met risico's' [20] is dit niveau gesteld op dat van de TDI, de toxicologische toelaatbare dagelijkse inname. Deze is gedefinieerd als die hoeveelheid van een stof die gedurende het hele leven dagelijks door de mens kan worden ingenomen zonder dat schadelijke gevolgen voor de gezondheid te verwachten zijn. De TDI heeft betrekking op orale blootstelling (mg/kg lichaamsgewicht). Voor vluchtige stoffen wordt de TCL (toxicologisch toelaatbare concentratie in lucht) gebruikt; deze is vergelijkbaar met de TDI [19g].

De TDI wordt afgeleid van de NOAEL ('no observed adverse effect level') of, indien geen NOAEL beschikbaar is, de LOAEL ('lowest observed adverse effect level') door middel van veiligheidsfactoren [19g]. In de meeste gevallen wordt een factor 10 toegepast voor de intraspecies-variatie (gevoeligheid binnen de soort) en een factor 10 voor de inter-species-variatie (gevoeligheid tussen proefdier en mens). Naarmate de kwaliteit van de gegevens slechter is, kunnen extra veiligheidsfactoren worden toegepast.

Om overschatting van de veiligheidsfactoren te voorkomen, is door Vermeire *et al.* de parameter N geïntroduceerd; deze kan de volgende waarden aannemen:

- bij humane gegevens: N = 1;
- veiligheidsfactor ≤ 250: N = 2;
- $250 \leq \text{veiligheidsfactor} < 1000$: N = 3;
- veiligheidsfactor > 1000: N = 4.

Het interventieniveau (de C-waarde) wordt berekend als produkt van de NOAEL, de veiligheidsfactor(en) en de parameter N.

Het vaststellen van een C-waarde is een stofspecifieke methode; er wordt geen onderscheid gemaakt tussen activiteiten. Gevolgberekeningen vinden impliciet plaats. De maat voor het risico is voor het milieu het percentage beschermde soorten, en voor de mens het aantal extra gevallen van kanker dan wel de grenswaarde voor het optreden van nadelige effecten (NOAEL). Er worden geen kansen berekend. De methodiek valt in categorie 6, en is toepasbaar bij prioriteitstelling en toetsing in het kader van beleidsvorming.

5.5.2 Grenswaarden 95% bescherming [2, 3]

Doel van de methodieken die zijn ontwikkeld door Van Straalen [2] en door Kooijman [3] is het bepalen van de concentratie van een bepaalde contaminant die naar verwachting schade zal veroorzaken aan het bodem-ecosysteem. Van Straalen *et*

al. [2] gaan uit van bescherming van 95% van de soorten (bodemorganismen), Kooijman [3] streeft naar volledige bescherming. De grenswaarden worden vastgesteld door extrapolatie van beschikbare No Observed Effect Concentrations (NOECs). Hierbij wordt gebruik gemaakt van veiligheidsfactoren.

De methodieken zijn beide stofspecifiek en houden rekening met de beschouwde bodemeigenschappen (indirect activiteit-specifiek). Het resultaat van de methodiek is een grenswaarde. Er worden geen kansen bepaald.

De methodieken zijn kwantitatief, en berekenen grenswaarden (concentraties), en vallen daarmee in categorie 6. Ze zijn toepasbaar bij prioriteitstelling en toetsing in de beleidsvormende sfeer.

5.5.3 Normstelling waterkwaliteit [4]

In de literatuur is voorts een overzichtsartikel aangetroffen [4] waarin een vijftal normstellingsmodellen wordt behandeld, ontwikkeld door de EPA, het RIZA, VROM en een Duitse instantie (BLAK). De methodieken hebben ten doel de concentratie te bepalen, waarbij populaties nadelig worden beïnvloed. In de bijlage worden de belangrijkste kenmerken van de vijf methoden samengevat.

De door de EPA, RIZA en BLAK afgeleide grenswaarden hebben betrekking op de waterkwaliteit. Met enige aanpassingen kunnen deze wellicht ook voor het bepalen van bodem-grenswaarden worden gebruikt. De methode van VROM is bedoeld voor ecosystemen in het algemeen, en is dus ook voor de bodem van toepassing.

De methodieken vallen alle onder de categorie van methodieken die risico rechtstreeks koppelen aan stoffeigenschappen ('vaststellen grenswaarden'). Aangezien de beschikbare informatie over de methodieken beperkt was, zijn deze methodieken niet in tabel 5.1 opgenomen. Volstaan wordt met het vaststellen van het mogelijke toepassingsgebied. Alle methoden zijn stofspecifiek; in geen ervan wordt onderscheid naar activiteiten gemaakt. Ze zijn kwantitatief en berekenen grenswaarden (concentraties), en horen derhalve thuis in categorie 6 (beleidsvorming, prioriteitstelling en toetsing). Voor de overige eigenschappen wordt verwezen naar de beschrijving in de bijlage.

5.6 Overige methodieken

5.6.1 Uniform Beoordelingssysteem UBS ([11], RIVM)

Het UBS [11] heeft tot doel om nieuwe stoffen te beoordelen en om bestaande stoffen (waaronder bestrijdingsmiddelen, die als een aparte categorie worden beschouwd) te prioriteren. Het systeem gaat uit van schattingen van emissies voor een aantal bedrijfstakken c.q. activiteiten, en berekent met behulp van een groot aantal deelmodellen de verspreiding en lotgevallen van de betreffende stof in het milieu en in de voedselketen. Uiteindelijk worden concentraties in aquatische en terrestrische organismen dan wel belastingsniveaus (opname) voor mensen berekend. Deze wor-

den vergeleken met grenswaarden, die ook met behulp van de methodiek kunnen worden bepaald. De verhouding van deze beide grootheden levert een maat voor het risico.

De methodiek is zeer stof-specifiek, en in mindere mate activiteit-specifiek (wel locatie-specifiek). Er worden geen kansen berekend. Door de kwantitatieve aanpak valt de methodiek in categorie 6, en is zij toepasbaar bij prioriteitstelling en toetsing in het kader van beleidsvorming.

5.6.2 Systematische prioriteitstelling voor bodembedreigende activiteiten met stoffen in de nijverheid ([16], DHV)

Het doel van deze methodiek is het vaststellen van een rangorde van bedrijfstakken (SBI-groepen) op basis van de gemiddelde bodemschade die door de betreffende bedrijfstak wordt veroorzaakt. De beschouwde immissies vinden uitsluitend plaats op het eigen bedrijfsterrein, en wordt rekening gehouden met de schadelijkheid van de stof, (bedrijfs)economische variabelen (waarde, maar ook wijze van opslag, emissiegevoeligheid, etc.), en het niveau van de milieuvoorzieningen, zowel technisch als organisatorisch. Impliciet bevat de methodiek dus emissies, immissies, concentraties in het milieu en schade als gevolg van blootstelling (zowel directe schade als economische schade).

De methodiek is gebaseerd op kwalitatieve of semi-kwantitatieve inschattingen. Een aantal (de meeste) variabelen is gecategoriseerd. Dit levert een abstract 'prioriteitsgetal' op. Er worden geen 'echte' kans- of gevolgberekeningen gedaan, maar er wordt wel op een kwalitatieve manier aandacht aan de kansen en gevolgen besteed; bijvoorbeeld: hoe hoger het niveau van de milieumanagementvoorzieningen, hoe kleiner de kans dat er iets in het milieu komt.

De methodiek valt in de categorie 'kwalitatief, onderscheid stoffen specifiek, onderscheid activiteiten specifiek' en is geschikt voor prioriteitstelling in de maatregelen sfeer.

5.6.3 Risico-indexen voor bodem- en grondwaterbedreigende stoffen ([17], MICON Milieuconsultants)

Met de door MICON ontwikkelde methodiek kan een risico-index worden berekend, die kan worden gebruikt om stoffen ten opzichte van elkaar te vergelijken wat betreft hun bodemschadelijkheid. De methodiek berekent uitsluitend 'gevolgen' (in termen van het 'potentieel effect'); er worden geen kansen bepaald. De risico-index is gedefinieerd als het quotiënt van potentieel effect en effect-niveau (in casu MAC of LD₅₀). Bij de bepaling van het potentieel effect wordt gebruik gemaakt van een aantal stof- en bodemparameters (onder andere biodegradatiesnelheid, verdampingssnelheid, percolatiesnelheid). Hiervoor zijn gedetailleerde modelbeschrijvingen opgesteld.

Volgens de 'eisenpakketten' uit tabel 3.1 valt deze methodiek onder categorie 6 (kwantitatief, gevolg). Dit betekent dat de methodiek kan worden toegepast bij prioriteitstelling en toetsing in de beleidsvormende sfeer.

5.6.4 Een methodiek voor de beoordeling van risico's van grondwater- en bodembedreigende activiteiten in de Provincie Zuid-Holland ([18], RPC)

De door RPC ontwikkelde methodiek koppelt het risico van een stof aan de activiteit. Er wordt een risico-score berekend op basis van:

- de schadelijkheid van de stof voor het bodemecosysteem;
- de mate waarin de stof in het ecosysteem accumuleert;
- het aantal activiteiten (in casu bedrijfstakken) waarin deze stof(groep) wordt toegepast;
- een wegingsfactor.

Omdat er uitsluitend met scores wordt gewerkt, is er geen sprake van het uitvoeren van kans- en gevolgberekeningen. De methodiek valt in categorie 1, en is derhalve toepasbaar bij prioriteitsstelling in de beleidsvormende sfeer.

5.6.5 EPA risico mijnbouw (RCRA)

In de literatuur werd een beschrijving aangetroffen van een door de EPA ontwikkelde methodiek voor het inschatten van het risico van mijnbouw en verwante activiteiten in de buurt van gevoelige gebieden ([5], publikatie nr. 4) in het kader van de Resources Conservation and Recovery Act (RCRA). Het risico wordt afgeleid op grond van de afstand tot potentieel vervuilende bronnen. In deze methodiek worden verder geen berekeningen gedaan (kans noch gevolg). De methodiek is wel stof-specifiek. Op grond van deze eigenschappen wordt de methode ingedeeld in categorie 2 (kwalitatief, geen kans of gevolg) en kan ze worden toegepast bij 'prioriteitstelling op beleidsvormingsniveau'.

5.7 Evaluatie

In tabel 5.1 zijn de in hoofdstuk 5 besproken risico-analysemethodieken gerangschikt. Er zijn geen methodieken gevonden die thuishoren in de categorieën 3, 4, 5 of 7 uit tabel 3.1. Er werd geen enkele methodiek gevonden die helemaal geen onderscheid naar stoffen maakte. Voor zover er methodieken werden gevonden die slechts een zeer globaal onderscheid naar de stoffen maken, betrof het methodieken die op een kwalitatieve manier de gevolgen c.q. risico's bepalen. De methodieken die in dit opzicht als 'kwantitatief' kunnen worden aangemerkt, zijn in meer of mindere mate stof-specifiek.

De meest gedetailleerde methodieken houden zich bezig met de emissies en/of de verspreiding en lotgevallen van vrijgekomen stoffen (bijvoorbeeld IBC-document, Hydrogeological Decision Analysis, UBS). Een andere belangrijke categorie wordt

gevormd door de methodieken die vooral de blootstelling van de mens in detail trachten te berekenen (Simons and Beckett, HESP, Total Human Exposure). Zoals uit tabel 5.1 kan worden afgelezen, zijn methodieken die zich op de gehele risico-analyseketen richten algemener en kwalitatiever van aard, en geldt voor de kwantitatieve methodieken juist dat deze zich beperken tot een deel van de keten.

Voorts blijkt uit tabel 5.1 dat er binnen de methodieken die in een bepaalde categorie vallen, toch nog de nodige variatie optreedt. Vooral de gevolgberoekeningen en de aard van de output vertonen onderling grote verschillen.

Tabel 5.1 Evaluatie van de belangrijkste bodemrisico-analyse-methodieken

Methodiek	Onderscheid stoffen	Onderscheid activiteiten	Gevolgberekeningen	Kansberekeningen	Output	Benadering	beslisveld/toepassingen
Bepaling (kans op) emissie en/of immissie							
TNO - IBC-document [7]	stofgroepen zwarte en grijze lijst	ja; methodiek wordt toegepast voor een bepaalde inrichting	omvang emissie (bronsterkte); indicatieve bepaling van verspreiding via grondwater	faalfrequenties procesonderdelen/typen omhulling	risico-curve (freq. vs. bronsterkte); verwachtingswaarde (= som emissie x frequentie)	8. kwantitatief, kans en gevolg	maatregelen (prioriteitstelling, toetsing)
risicobenadering SAVE [12]	stofgroepen zwarte en grijze lijst	ja; methodiek wordt toegepast voor een bepaalde inrichting	omvang emissies; indicatie verspreiding grondwater	faalfrequenties procesonderdelen/typen omhulling	risico-curve (freq. vs. bronsterkte); verwachtingswaarde (= som emissie x frequentie); risico-zone	8. kwantitatief, kans en gevolg	maatregelen (prioriteitstelling en toetsing)
Tebodin - risico's opslag aardolieprodukten [14]	uitsluitend voor aardolieprodukten (niet nader gespecificeerd)	vijf typen opslag; houdt rekening met bodemparameters	omvang emissie; max. infiltratiediepte en horizontale verspreiding op grondwater	faalfrequentie opslagsysteem	risico = kans maal gevolg	8. kwantitatief, kans en gevolg	maatregelen (prioriteitstelling, toetsing)
Bepaling emissie t/m verspreiding							
Hydrogeological Decision Analysis [9]	ja; categorieën	ja; sterk locatiegebonden	overschrijden grenswaarde volgens regelgeving; kosten en baten	kans op overschrijden grenswaarde; tevens model- en parameteronzekerheid	risico = waarde van 'objective function'	8. kwantitatief, kans en gevolg; schade in geld uitgedrukt	maatregelen (prioriteitstelling en toetsing)

Tabel 5.1 Evaluatie van de belangrijkste bodemrisico-analyse-methodieken (vervolg)

Methodiek	Onderscheid stoffen	Onderscheid activiteiten	Gevolgberekeningen	Kansberekeningen	Output	Benadering	beslissveld/toepassingen
Bepaling van blootstelling en effect, uitgaande van bodemconcentratie							
Barnthouse <i>et al.</i> [6]	ja	nee; wel bodemtypen	concentratie in het milieu	nee	grenswaarde; categorisering	6. kwantitatief, gevolg	beleidsvorming (prioriteitstelling en toetsing)
Simms and Beckett - Setting trigger concentrations [15]	ja	nee	(toename) bio-indicator, aantallen personen at risk	nee	grenswaarden	6. kwantitatief, gevolg	beleidsvorming (prioriteitstelling, toetsing)
Total Human Exposure (EPA) [13]	ja	nee	meten of berekenen van persoonlijke blootstelling	nee	opgenomen hoeveelheid	6. kwantitatief, gevolg	beleidsvorming (prioriteitstelling en toetsing)
HESP - Human Exposure to Soil Pollution (ECETOC) [8]	ja, stof-specifiek	geen onderscheid naar bedrijven; maakt gebruik van bodemparameters	opgenomen hoeveelheid (mg/kg/dag) volwassene en kind	nee	vergelijking opgenomen hoeveelheid met grenswaarde	6. kwantitatief, gevolg	beleidsvorming (prioriteitstelling, toetsing)
CSOIL (RIVM) [19b]	ja	nee	ja	nee	'dosis' (~ opgenomen hoeveelheid)	6. kwantitatief, gevolg	beleidsvorming (prioriteitstelling en toetsing)

Tabel 5.1 Evaluatie van de belangrijkste bodemrisico-analyse-methodieken (vervolg)

Methodiek	Onderscheid stoffen	Onderscheid activiteiten	Gevolg-berekeningen	Kansberekeningen	Output	Benadering	beslissveld/toepassingen
Vaststelling grenswaarden							
C-waarden	ja	nee	nee; gevolg is uitgangspunt bij vaststellen van de waarden	nee	grenswaarde	6. kwantitatief, gevolg	beleidsvorming (prioriteitstelling, toetsing)
Van Straalen <i>et al.</i> [2]	ja	nee; wel bodemtypen	berekent 95%-beschermings-niveau	nee	grenswaarde	6. kwantitatief, gevolg	beleidsvorming (prioriteitstelling, toetsing)
Kooijman [3]	ja	nee	berekent concentratie volledige bescherming	nee	grenswaarde	6. kwantitatief, gevolg	beleidsvorming (prioriteitstelling, toetsing)
Overige							
Uniform Beoordelings-systeem (UBS) [11]	ja	schattingen emissies per bedrijfstak; generieke waarden bodemparameters	gedetailleerde berekening lotgevallen in milieu en voedselketen	nee; beperkte toepassing categorieën	risico = verhouding belasting (of blootstelling) en grenswaarden	6. kwantitatief, gevolg	beleidsvorming (prioriteitstelling en toetsing)
DHV Systematische Prioriteitstelling [16]	ja	SBI-bedrijfs groepen	kwalitatief, gecategoriseerd	kwalitatief, gecategoriseerd; deels indirect	prioriteitsgetal	2b. kwalitatief, kans en/of gevolg (onderscheid stoffen en activiteiten specifiek)	beleidsvorming (prioriteitstelling)
MICON risico indexen [17]	ja	nee; wel bodemtypen	berekening potentieel effect	nee	risico-index = pot. effect/MAC of LD ₅₀	6. kwantitatief, gevolg	beleidsvorming (prioriteitstelling, toetsing)
RPC beoordelings-methodiek [18]	stofgroepen	bedrijfstakken	kwalitatieve indicatie schade ecosysteem (adhv categorieën)	nee	risico-score obv categorieën/kwal. benadering	1. kwalitatief, geen kans of gevolg	beleidsvorming (prioriteitstelling)
RCRA (EPA) [5]	ja	nee	nee	nee	volgorde	2. kwalitatief, geen kans of gevolg	beleidsvorming (prioriteitstelling)

6 Discussie

6.1 Inleiding

Het doel van deze studie was het inventariseren en het aangeven van het toepassingsgebied van de momenteel beschikbare risico-analysemethodieken voor bodembedreigende activiteiten. De inventarisatie is uitgevoerd op basis van het raadplegen van de beschikbare literatuur, literatuurbestanden en deskundigen. In totaal zijn ruim 50 publikaties bestudeerd. Hierin worden een kleine twintig methodieken beschreven die gezien hun status en ontwikkeling relevant geacht mogen worden voor toepassing in de praktijk.

In dit hoofdstuk worden deze methodieken beoordeeld op hun toepassingsgebied, de mate waarin wordt voldaan aan de eerder geformuleerde randvoorwaarden, en op hun positie in het kader van de ontwikkelingen in de nabije toekomst.

6.2 Gebruikers van bodem risico-analysemethodieken en randvoorwaarden

6.2.1 Bestuursniveau

In de eerste fase van het onderzoek [1] is door RPC een inventarisatie van de informatiebehoefte van de verschillende gebruikers uitgevoerd en ingedeeld in vier beslisvelden. De relatieve betekenis van de vier beslisvelden voor de verschillende doelgroepen is aangegeven in tabel 6.1. Naast de beslisvelden is ook het bestuursniveau (nationaal, provinciaal, gemeentelijk, inspecties) waarvoor een methodiek geschikt bepalend voor de keuze van de methodiek. Belangrijke aspecten zijn onder andere de complexiteit van de methodiek en het aantal en de aard van de benodigde invoergegevens.

Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten

Tabel 6.1 *Indicatie van de relatieve betekenis van de vier basisvelden voor verschillende doelgroepen [1]*

	Prioriteitstelling	Toetsing
Rijksoverheid	beleidsvorming (prioriteitstelling)	maatregelen (prioriteitstelling) maatregelen (toetsing)
Provinciale overheid	beleidsvorming (prioriteitstelling)	beleidsvorming (toetsing) maatregelen (prioriteitstelling)
Gemeentelijke overheid	--	beleidsvorming (prioriteitstelling) beleidsvorming (toetsing) maatregelen (prioriteitstelling) maatregelen (toetsing)
Inspecties	beleidsvorming (toetsing) maatregelen (toetsing)	maatregelen (prioriteitstelling)

Op het niveau van de hogere overheden (rijks- en provinciaal niveau) is vooral behoefte aan een methodiek die de risico's op een globale manier in kaart brengt. Dat houdt onder meer in, dat in de regel volstaan kan worden met een grovere aanpak (bijvoorbeeld een indeling in stofcategorieën).

Op gemeentelijk en inspectie-niveau heeft men meer behoefte aan een methodiek waarmee maatregelen kunnen worden vastgesteld en getoetst. Dit heeft veelal betrekking op concrete situaties en vereist een gedetailleerdere aanpak.

6.2.2 Randvoorwaarden

In hoofdstuk 1 zijn de door RPC geformuleerde randvoorwaarden gegeven waaraan methoden van risico-analyse moeten voldoen [1]:

- goede wetenschappelijk onderbouwing;
- inhoudelijk consistent;
- de gegevensbehoefte moet in de praktijk in te vullen zijn.

Ten aanzien van de wetenschappelijke onderbouwing en de inhoudelijke consistentie is een beeld gevormd op basis van de beschrijvingen van de methodieken en aan de hand van een aantal review-artikelen. In het kader van deze studie zijn geen aanwijzingen gevonden voor een onvoldoende wetenschappelijke onderbouwing of voor inhoudelijke inconsistentie van een van de beschouwde methodieken. In een aantal gevallen wordt echter gebruik gemaakt van gegevens die slechts in kleine hoeveelheden of met een beperkte nauwkeurigheid beschikbaar zijn. Dit geldt vooral voor toxiciteitsgegevens, parameters die het gedrag van stoffen in de bodem beschrijven, dispersieparameters, en faalkansen. Bij de toepassing van de resultaten van een bepaalde methodiek dienen de beperkingen dan ook altijd scherp in het oog gehouden te worden.

Wat betreft de gegevensbehoefte van de verschillende methoden kan in het algemeen worden gesteld, dat naarmate een methodiek specifiek is, er ook meer en gedetail-

leerder gegevens nodig zijn. Of men over deze gegevens beschikt is afhankelijk van de informatie, kennis en expertise waarover de gebruiker beschikt. De mate waarin de gegevensbehoefte kan worden ingevuld hangt samen met het (bestuurs)niveau waarop de methodiek zal worden gebruikt.

6.3 Toepassingsgebied risico-analysemethodieken

6.3.1 Rangschikking risico-analysemethoden naar beslisvelden

In hoofdstuk 5 zijn de kenmerken van de bodem risico-analysemethodieken geïnventariseerd. In deze paragraaf worden de geïnventariseerde methoden gerangschikt naar de in fase 1 van het onderzoek onderscheiden beslisvelden. Dit is in tabel 5.2 samengevat.

Indien een methode de mogelijke gezondheidsgevolgen van de bodemverontreiniging voor de mens ook bepaalt is dit met een * aangegeven. De wijze waarop mogelijke gezondheidseffecten worden bepaald is zeer verschillend. Soms wordt alleen de blootstelling van het menselijk lichaam aan de bodemverontreiniging berekend. In een aantal methodieken wordt deze blootstelling gerelateerd aan een toxiciteitscriterium (bijvoorbeeld Acceptable Daily Intake).

Tabel 6.2 Methodieken gerangschikt naar beslisvelden

	Prioriteitstelling	Toetsing
Beleidsvorming	Ecological Risk Assessment [6]	Ecological Risk Assessment [6]
	Van Straalen, Kooijman [2,3]	Van Straalen en Kooijman [2,3]
	Setting trigger concentrations* [15]	Setting trigger concentrations* [15]
	Total human exposure* [13]	Total human exposure* [13]
	UBS* [11]	UBS* [11]
	HESP (ECETOC)* [8]	HESP (ECETOC)* [8]
	CSOIL C-waarden* [19 g]	C-waarden [19 g]
	RCRA (EPA) [5]	Micon risico index [17]
	Micon risico index [17]	DHV-systematische prioriteitstelling [16]
	RPC-beoordelingsmethodiek [18]	
	DHV-systematische prioriteitstelling [16]	
Maatregelen	IBC-document [7]	IBC-document [7]
	Risicobenadering SAVE [12]	Risicobenadering SAVE [12]
	Risico's opslag aardolieprodukten [14]	Risico's opslag aardolieprodukten [14]
	Hydrogeological Decision Analyses [9]	Hydrogeological Decision Analyses [9]

Van de methodieken die kunnen worden toegepast op beleidsvormingsniveau zijn de meeste zowel geschikt voor beleidsvorming als voor de toetsing van het beleid. Over het algemeen zijn deze methoden stofgericht en worden de activiteiten, waarin de stoffen worden toegepast, niet of zeer globaal beschouwd. De nadruk bij deze metho-

den ligt op het vaststellen van een grenswaarde in het milieu of de mens waarbij geen schade optreedt.

De methodieken voor de beoordelingen van maatregelen zijn zowel geschikt voor prioriteitstelling als voor toetsing. Het blijkt dat in geen van deze methodieken de mogelijke schade voor mensen wordt bepaald.

6.3.1.1 Methodieken voor het beleidsvormingsniveau (beslisvelden 1 en 3) exclusief gevolgen voor de mens

Van de methodes voor de beslisvelden 1 en 3 (beleidsvormingsniveau) waarbij de gevolgen voor de mens buiten beschouwing worden gelaten (zie tabel 6.2), is de methode van het EPA, *RCRA*, de meest globale. Op een kwalitatieve manier wordt een ranking van verontreinigingsbronnen opgesteld. Hierbij wordt wel onderscheid gemaakt naar stoffen, maar niet naar activiteiten. Gezien de eenvoud van de methodiek is deze vooral geschikt voor de lagere bestuursniveaus (inspecties, gemeenten).

De methodes voor het bepalen van een aquatisch risico (*Ecological Risk Assessment*, Van Straalen, Kooijman) zijn bedoeld voor toepassing op nationaal niveau, en eventueel door de provinciale overheid. In grote lijnen vertonen deze methodes veel overeenkomsten. De ecological risk assessment bepaalt een relatie tussen PEC en NEC. Van Straalen en Kooijman zich bepalen grenswaarden voor het milieu en het percentage te beschermen soorten (50, 95 respectievelijk 100%).

De *RPC-methodiek voor de beoordeling van de risico's van grondwater- en bodembedreigende activiteiten* [18] is voornamelijk geschikt voor de hogere bestuursniveaus. Hier wordt wel gekeken naar activiteiten (aan de hand van de SBI-code). Geschikt voor toepassing op nationaal of provinciaal niveau, bij beleidsvorming.

De *MICON risico-indexen voor bodem- en grondwaterbedreigende stoffen* [17] onderscheidt wel stoffen maar geen activiteiten. De methodiek gaat tamelijk gedetailleerd in op de bodemeigenschappen, en is derhalve vooral geschikt voor toepassingen waarbij het gebruik van stoffen in nauwkeurig bekende gebieden beoordeeld of geprioriteerd moet worden (bijvoorbeeld op provinciaal niveau, inspecties). Gezien de mate van detail is deze methodiek niet zo geschikt voor gemeenten.

De risico-analysemethodiek van DHV is een kwalitatieve methodiek die onderscheid maakt naar stofklassen en naar bedrijfsgroepen. Er wordt geen risico voor de mens bepaald. Het niveau van de milieuvoorzieningen en van het (milieu)management zijn mede van invloed op de classificatie. Deze methodiek is dan ook vooral geschikt voor prioriteitstelling op provinciaal en eventueel op nationaal niveau.

6.3.1.2 Methodieken voor het beleidsvormingsniveau inclusief gevolgen voor de mens (beslisvelden 1 en 3)

De methodes voor de beslisvelden 1 en 3 (beleidsvormingsniveau) waarbij de gevolgen voor de mens wel worden meegenomen, kan onderscheid gemaakt worden tussen:

- a. de blootstellingsmodellen (Total Human Exposure, CSOIL, HESP);
- b. overschrijding grenswaarde in het lichaam (Simms & Beckett), C-waarden.

De blootstellingsmodellen verschillen fundamenteel niet van elkaar. Omdat Van den Berg aangeeft bij het opstellen van CSOIL een aantal andere blootstellingsmodellen bestudeerd te hebben [19g], mag worden aangenomen dat dit het meest up to date model is. Voor een betere evaluatie is een gedetailleerdere beschouwing noodzakelijk. Toepassing van de blootstellingsmodellen zal vooral plaatsvinden op nationaal en eventueel op provinciaal niveau (in het kader van beoordeling van vergunningsaanvragen).

In Simms & Beckett (Setting trigger concentrations) en de C-waarden ligt het accent op de overschrijding van een grenswaarde; voor het overige verschillen deze modellen niet veel van de andere blootstellingsmodellen. Ook in dit geval zal toepassing van de blootstellingsmodellen vooral plaatsvinden op nationaal en eventueel op provinciaal niveau.

In het *Uniform Beoordelingssysteem (UBS) voor de beoordeling van nieuwe en bestaande stoffen (RIVM)* worden de risico-berekeningen in een groot aantal stappen uitgevoerd. Hiervoor zijn veel gegevens nodig. Een groot deel hiervan is gecategoriseerd, en de meeste zijn opgenomen in de UBS-rapportage. De methodiek is tamelijk omvangrijk. Er wordt via categorie-indelingen een relatie gelegd met activiteiten. De methodiek is vooral geschikt voor toepassing op rijksniveau.

6.3.1.3 Methodieken voor het maatregeleniveau (de beslisvelden 2 en 4)

De methodieken die toegepast kunnen worden in de beslisvelden 2 en 4 laten alle de gevolgen voor de mens buiten beschouwing. De *TNO-methodiek (het 'IBC-document')* is in principe toepasbaar voor allerlei (industriële) activiteiten. Op sommige punten is de onderbouwing van de gegevens beperkt. De methodiek identificeert de mogelijke emissies, en levert zowel de omvang als de kans. Deze methodiek is in principe zeer geschikt voor toepassing op gemeentelijk niveau of door inspecties.

De *risico-benadering van SAVE* voegt hier het begrip 'risico-zone' aan toe, dat evenwel nog niet voldoende is uitgewerkt. Voor het overige is de methodiek van SAVE identiek aan die van TNO.

De methodiek van *Tebodin* is specifiek ontwikkeld voor aardolieprodukten en vergelijkbaar met de TNO-methodiek (IBC-document). De methodiek bepaalt de omvang van en de kans op mogelijke emissies van aardolieprodukten naar de bodem. Geschikt voor toepassing op gemeentelijk niveau of door inspecties.

De *Hydrogeological Decision Analysis* is een beslissingsondersteuningsmodel, waarin een simulatiemodel voor grondwaterstroming en -transport is opgenomen. De methodiek is sterk locatiegebonden. De gebruiker moet in staat zijn om de schadelijke gevolgen uit te drukken in geld. Risico is gedefinieerd als 'kans maal kosten maal utility'. Dit maakt de methodiek minder geschikt voor toepassing op gemeentelijk niveau. Toepassing door inspecties, en eventueel op provinciaal niveau.

6.3.2 Rangschikking naar bestuursniveau

In 6.2 zijn de behoefte aan risico-analysemethodieken voor de verschillende bestuursniveaus en de daaraan te stellen randvoorwaarden gegeven. In tabel 6.3 zijn de in tabel 6.2 gegeven risico-analysemethodieken opgesplitst naar de toepasbaarheid voor de verschillende bestuursniveaus rekening houdend met de gestelde randvoorwaarden en de door de bestuursniveaus aangegeven behoefte (zie tabel 6.1).

Tabel 6.3 Overzicht van de methodieken voor de verschillende bestuursniveaus

Bestuurs-niveau	Beleidsvormings-niveau (exclusief gevolgen mens)	Beleidsvormings-niveau (inclusief gevolgen mens)	Maatregelenniveau
rijksoverheid	Ecological Risk Assessment [6] Van Straalen, Kooijman [2,3] RPC [18] DHV [16]	Setting trigger concentrations [15] Total human expoture [13] UBS [11] HESP (ECETOC) [8] CSOIL/C-waarden [19 g]	--
provinciale overheid	Ecological Risk Assessment [6] Van Straalen, Kooijman [2,3] RPC [18] DHV [16] MICON	Setting trigger concentrations [15] Total human expoture [13] UBS [11] HESP (ECETOC) [8] CSOIL/C-waarden [19 g]	Hydrogeological Decision Analysis [9] IBC-document [7]
inspecties	MICON [17] EPA-RCRA [5]	C-waarden [19 g]	IBC-document [7]
gemeentelijke overheid	EPA-RCRA [5]	C-waarden [19 g]	IBC-document [7]

6.4 Toekomstige ontwikkelingen

De geïnventariseerde methodieken vertonen een aanzienlijke variatie wat betreft aanpak, resultaten en mogelijk toepassingsgebied. Welke methodiek moet worden gekozen is uiteraard sterk afhankelijk van de probleemstelling waarvoor een antwoord gezocht wordt.

In het kader van de risico's van bodemverontreiniging zijn momenteel de volgende vragen relevant:

- a. Welke stoffen verdienen in het kader van de bodembescherming prioriteit?
- b. In welke gebieden is bodembescherming het meest noodzakelijk?
- c. Bij welke activiteiten zijn bodembeschermende maatregelen vereist?
- d. Wat is de (kosten-)effectiviteit van de te treffen maatregelen?

Aan de hand van deze vragen zal aangegeven worden of voor de verschillende bestuursniveaus adequate risico-analytische methoden beschikbaar zijn of dat er verdere ontwikkelingen van de methodieken moeten plaatsvinden om een antwoord op deze vragen te kunnen geven.

Prioritaire stof met betrekking tot bodemverontreiniging

Deze vraag speelt hoofdzakelijk op het niveau van de rijksoverheid.

De best uitgewerkte methodiek op dit vlak is het UBS, waarin met generieke waarden een aantal verschillende bodemtypen wordt beschreven. Ook de beschouwde activiteiten worden door middel van categorieën ingedeeld. Een sterk punt van het UBS is de rechtstreekse koppeling met de C-waarden, waardoor een 1-op-1 relatie met de normstelling door de overheid ontstaat. Anderzijds is het UBS een systeem dat zeer in detail ingaat op de lotgevallen van een stof in het milieu en de voedselketen.

In principe is het mogelijk om met UBS prioritaire stoffen met betrekking tot het risico op bodemverontreiniging aan te wijzen. UBS houdt geen rekening met de verschillen in de functie van de bodem. Het verdient aanbeveling om in UBS onderscheid te maken naar bodemfunctie. Indien dit het geval is kan men bijvoorbeeld stoffen aanwijzen die in de woonomgeving niet toegepast mogen worden, maar wel in een bedrijf op een industrieterrein (eventueel onder bepaalde voorwaarden).

Bij het vaststellen van de prioriteiten is het toepassen van een formeel beslissingsondersteunend systeem een aantrekkelijke optie. Hiervoor bevat het Hydrogeological Decision Analysis model geschikte elementen. In deze methodiek is de onderlinge vergelijking van een aantal alternatieven goed uitgewerkt. Op dit vlak bestaan overigens meer geschikte systemen. Zo is er door TNO het universeel toepasbare beslissingsondersteuningspakket DATUM ontwikkeld, waarmee op verschillende manieren willekeurige beslisproblemen kunnen worden afgehandeld [21]. Aanvulling van bijvoorbeeld UBS met een beslissingsondersteunende methodiek maakt het mogelijk om ook andere aspecten dan alleen milieu- of gezondheidsschade (zowel economische of politieke overwegingen) in de afweging te betrekken.

Verder wordt hierover invulling gegeven door middel van het ontwikkelen van grenswaarden (onder andere C-waarden). Ook de geïnventariseerde blootstellingsmodellen kunnen bij de beantwoording van deze vraag een rol spelen. In het kader van de prioriteitstelling door de overheid is de stofgerichte benadering het verst gevorderd.

Niveau bodembescherming in verschillende gebieden

In principe gaat de overheid uit van de multi-functionaliteit van de bodem. In de praktijk is dit moeilijk realiseerbaar. In een waterwingebied worden strengere eisen gesteld aan de bodembescherming dan op een industrieterrein. Om te bepalen voor welke gebieden hoge eisen aan de bodembeschermende maatregelen moeten worden gesteld en voor welke gebieden met een lager beschermingsniveau kan worden volstaan, en wat het niveau van de bodembescherming dan moet zijn is geen integrale

methodiek beschikbaar.

Voor waterwingebieden zijn zones vastgesteld waarbinnen bepaalde activiteiten niet of onder voorwaarden mogen plaatsvinden (bijvoorbeeld opslag van aardolieproducten). Daarnaast moet de concentratie van stoffen in de bodem beneden de A-waarden liggen. Hierbij wordt echter niet aangegeven welke activiteiten op de bodem mogen plaatsvinden en welke bodembeschermende maatregelen daaraan verbonden moeten worden om te garanderen dat de A-waarden niet overschreden worden.

Met een integrale risico-analysemethodiek van activiteit – emissie – bodemverspreiding – blootstelling mens/milieu – schade mens/milie kan bepaald worden wat het niveau van de bodembescherming in een bepaald gebied moet zijn, welke activiteiten in het gebied kunnen worden toegelaten en welke bodembeschermende voorwaarden aan de activiteiten moeten worden verbonden.

Bodembeschermende maatregelen bij activiteiten

Uit de inventarisatie blijkt dat er een aantal methodieken zijn die aandacht besteden aan de activiteiten (onder andere IBC, HDA). De genoemde methodieken beschouwen de mogelijke emissies vanuit activiteiten naar de bodem zeer gedetailleerd. Hierdoor zijn deze methodieken erg geschikt voor de beoordeling van een concrete activiteit (provincie/gemeente/inspectie). Ze zijn echter niet geschikt om op nationaal niveau prioriteiten ten aanzien van bedrijfstakken aan te geven. Hiervoor zouden meer globale methoden ontwikkeld moeten worden.

Daarnaast bepalen deze methoden alleen het risico van een emissie naar de bodem en de invloed van bodembeschermende maatregelen op de frequentie en omvang van de emissie naar de bodem. Aansluitend hierop zou een methodiek moeten worden ontwikkeld waarmee concentratie in de bodem, blootstelling van mens en milieu en schade bij mens en milieu bepaald kunnen worden.

Vooraf het berekenen van de lotgevallen van de stof(fen) vanaf de emissie tot aan het moment van blootstelling van mensen vergt in het algemeen een aanzienlijke inspanning. Het verdient aanbeveling om na te gaan of het differentiëren van bijvoorbeeld C-waarden naar verschillende gebiedsfuncties haalbaar en zinvol is. Door het toepassen van vuistregels ten aanzien van de relatie tussen gebiedsfunctie (wonen, industriegebied, recreatie, waterwingebied, etc.) en blootstelling worden de benodigde berekeningen al aanzienlijk vereenvoudigd.

Kosten-effectiviteiten bodembeschermende maatregelen

Bij het bepalen van de kosten-effectiviteit van eventueel te treffen maatregelen speelt de vraag waar de beschikbare financiële middelen het beste ingezet kunnen worden. In dit kader bestaat er behoefte aan een instrument om alternatieve maatregelenpakketten te kunnen beoordelen. Er werd geen methodiek aangetroffen die het punt van de kosten-effectiviteit combineert met een voldoende uitgewerkte methodiek om het risico in termen van milieuschade of gezondheidsschade te bepalen.

7 Conclusies en aanbevelingen

Theoretisch kader

In deze studie zijn methoden ten behoeve van risico-analyse van bodemverontreinigende activiteiten geïnterpreteerd en ten dele geëvalueerd. Voorafgaand aan de feitelijke inventarisatie is een theoretisch kader geschetst, met behulp waarvan genoemde methoden kunnen worden beoordeeld.

In fase 1 van het onderzoek zijn door RPC vier beslisvelden geïdentificeerd, te weten:

1. prioriteitstelling op beleidsvormingsniveau;
2. prioriteitstelling op maatregeleniveau;
3. toetsing op beleidsvormingsniveau;
4. toetsing op maatregeleniveau.

In de onderhavige studie is nagegaan hoe de verschillende risico-analysemethodieken in elk van deze beslisvelden gebruikt kunnen worden.

Het uitgangspunt bij het uitvoeren van een risico-analyse van het vrijkomen van bodemverontreinigende stoffen is de risico-analyse-keten, die bestaat uit *emissie – verspreiding – blootstelling*. Op basis van het gedeelte van deze keten dat door een methodiek wordt gedekt, kunnen de verschillende methodieken van elkaar worden onderscheiden.

Vervolgens is een achttal categorieën vastgesteld (zie tabel 3.1) op basis van de volgende kenmerken van een risico-analysemethodiek:

- het type informatie (kwalitatief vs. kwantitatief),
- de mate van onderscheid ten aanzien van de stoffen en
- de mate van onderscheid ten aanzien van de activiteiten.

Bij de inventarisatie van de bestaande risico-analysemethodieken is gebleken dat het onderscheidend vermogen van deze categorie-indeling beperkt is. De categorie-indeling kan worden teruggebracht tot een drietal invalshoeken, die zich als volgt laten kenmerken:

- a. de combinatie van het gebruik van kwalitatieve informatie en een globaal onderscheid naar stoffen (benadering op basis van stofcategorieën);
- b. de combinatie van het gebruik van kwantitatieve informatie en een specifiek onderscheid naar stoffen (benadering op basis van een specifieke stof);
- c. de combinatie van het gebruik van kwalitatieve informatie, een specifiek onderscheid naar stoffen en een globaal onderscheid naar activiteiten.

Bij a en b is, in tegenstelling tot c, sprake van zowel globaal als specifiek onderscheid naar activiteiten.

Bevindingen

De methodieken die vallen in de categorieën met invalshoek a of c zijn bruikbaar in het kader van prioriteitstelling op beleidsvormingsniveau (beslisveld 1). De methodieken die de problematiek beschouwen vanuit een specifieke stof (invalshoek b) zijn in alle vier de beslisvelden toepasbaar. In de onderstaande tabel zijn de methodieken gerangschikt naar beslisveld en bestuursniveau.

Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten
Tabel 7.1 Methodieken gerangschikt naar basisveld en bestuursniveau

Bestuurs-niveau	Beleidsvormings-niveau (exclusief gevolgen mens)	Beleidsvormings-niveau (inclusief gevolgen mens)	Maatregeleniveau
rijksoverheid	Ecological Risk Assessment [6] Van Straalen, Kooijman [2,3] RPC [18] DHV [16]	Setting trigger concentrations [15] Total human expoture [13] UBS [11] HESP (ECETOC) [8] CSOIL/C-waarden [19 g]	--
provinciale overheid	Ecological Risk Assessment [6] Van Straalen, Kooijman [2,3] RPC [18] DHV [16] MICON	Setting trigger concentrations [15] Total human expoture [13] UBS [11] HESP (ECETOC) [8] CSOIL/C-waarden [19 g]	Hydrogeological Decision Analysis [9] IBC-document [7]
inspecties	MICON [17] EPA-RCRA [5]	C-waarden [19 g]	IBC-document [7]
gemeentelijke overheid	EPA-RCRA [5]	C-waarden [19 g]	IBC-document [7]

Relatie tussen methodieken en behoeften van de verschillende gebruikers

Voor een volledige risico-analyse van de emissie van stoffen naar de bodem is een methodiek die alle elementen van de risico-keten omvat onontbeerlijk. Op grond van deze inventarisatie wordt geconcludeerd dat een dergelijke methodiek op dit moment niet bestaat. De meeste methodieken beperken zich tot het vaststellen van grenswaarden voor een bepaalde stof, ongeacht de omstandigheden waaronder die stof vrijkomt, of ze beschouwen slechts de gevolgen voor de mens uitgaande van een (hypothetische) concentratie in het milieu. Ook is er een aantal methodieken voor het inschatten van (de kans op) een emissie; slechts een enkele hiervan geeft een indicatie van de uiteindelijke concentratie van de vrijkomende stof in de bodem.

Voor risico-evaluatie op **nationaal en provinciaal niveau** is er vooral behoefte aan een methodiek die geschikt is voor prioriteitstelling. Hiervoor kan worden volstaan met een methodiek die een ranking van stoffen, bedrijven en/of activiteiten geeft. Bij het vaststellen van zo'n volgorde dient rekening gehouden te worden met alle elementen uit de keten stofgebruik - emissie - verspreiding - blootstelling - schade voor mens en milieu. De elementen uit deze keten zijn terug te vinden in UBS [11]. Stofgebruik-emissie zou specifiek in UBS moeten worden opgenomen om niet alleen een onderscheid naar prioritaire stoffen te maken maar ook een onderscheid naar prioritaire activiteiten. Verder verdient het aanbeveling om in UBS onderscheid te maken naar bodemfunctie. Indien dat het geval is kan men stoffen aanwijzen die in de woonomgeving niet toegepast mogen worden, maar wel (eventueel onder bepaalde voorwaarden) op een bedrijfsterrein.

Voor de prioriteitsstelling van activiteiten is de DHV [16] methodiek beschikbaar. In deze methodiek worden de milieu gevolgen zeer globaal waargenomen en gevolgen voor de mens niet. Combinatie van elementen van UBS en DHV kan leiden tot een methodiek waarmee zowel prioritaire stoffen als prioritaire activiteiten kunnen worden beperkt. Wellicht kan ook de vereenvoudigde versie van het IBC-document, waaraan momenteel gewerkt wordt, hier een bijdrage aan geven. Het vereenvoudigde IBC-document zal een prioriteitstelling van activiteiten naar het risico op emissie naar de bodem geven.

Een nuttig instrument dat op de hogere bestuursniveaus kan worden toegepast is een beslissingsondersteunend systeem, waarmee het tegen elkaar afwegen van verschillende alternatieven wordt geformaliseerd. Elementen hiervoor zijn te vinden in het Hydrogeological Decision Analyses model [9] en in DATUM [21]. Met behulp van dergelijke systemen kunnen ook andere aspecten dan alleen de schade aan het milieu of aan de volksgezondheid in de afweging worden betrokken, bijvoorbeeld economische of politieke overwegingen.

Op het niveau van de **inspecties en de gemeentelijke overheid** is er behoefte aan een methodiek waarmee concrete maatregelen kunnen worden geëvalueerd. Hiervoor is een methodiek nodig waarmee de emissies kunnen worden geschat, waarin gedetailleerd aandacht worden besteed aan de activiteiten en waarmee op een concrete manier de milieu- en gezondheidsschade kunnen worden berekend. Zo'n methodiek dient eenvoudig te zijn, met name voor het gemeenlijk niveau.

De momenteel beschikbare eenvoudige methodieken zijn geschikt voor het in kaart brengen van (de grootte van) emissies. Het concreet berekenen van milieu- en gezondheidsschade kan echter alleen met ingewikkelde en omvangrijke instrumenten, zoals HESP/CSOIL. Een dergelijke aanpak vraagt veel kennis en expertise die bij veel gebruikers niet aanwezig is. Dit zou men kunnen oplossen door een aantal vuistregels te ontwikkelen welke rekening houden met de blootstelling aan bodemverontreiniging afhankelijk van de gebiedsfuncties. Dit zou er toe kunnen leiden dat men 'C-waarden' voor verschillende gebiedsfuncties krijgt. Daarnaast zou ook nagegaan moeten worden wat de gezondheidsschade is tengevolge van blootstelling aan bijvoorbeeld 10 of 100 maal de C-waarde.

Aanbevelingen

1. Het verdient aanbeveling om een integrale risico-analysemethodiek te ontwikkelen voor het gehele risico-analysetraject, van emissie tot en met gevolgen voor de mens. Hierbij kan gebruik gemaakt worden van bijvoorbeeld de TNO-methodiek (IBC-document) voor het in kaart brengen van de emissies, van de verspreidingsmodellen uit het UBS en van de blootstellingsmodellen uit CSOIL.
2. Het verdient aanbeveling om een onderzoek uit te voeren waarin de relatie tussen gebiedsfunctie en de mate van blootstelling van de daar aanwezige personen in kaart wordt gebracht.
3. Het verdient aanbeveling om een eenvoudige methodiek te ontwikkelen waarmee op basis van categorisering het risico tengevolge van bodemverontreiniging kan worden geëvalueerd. Te denken valt aan een vereenvoudigde versie van het IBC-document, uitgebreid met (gecategoriseerde) concentratie-, blootstellings- en schademodelen.

4. Het verdient aanbeveling om het risico-zoneconcept (zie [12]) nader te onderbouwen. Hierbij dient aandacht besteed te worden aan de relatie met de geohydrologische situatie rond de te beschouwen activiteit. Een dergelijke onderbouwing zal toepasbaar zijn bij zowel de beleidsvorming als bij de toetsing van maatregelen.

8 Literatuur

Referenties

- [1] Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten.
Resources Planning Consultants B.V., Delft, oktober 1990.
- [2] N.M. van Straalen *et al.* (Vrije Universiteit Amsterdam).
Ecotoxicological Evaluation of Soil Quality Criteria.
Ecotoxicology and Environmental Safety **18** (1989) 241-251.
- [3] S.A.L.M. Kooyman.
A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species.
Water Research **21** (1987), 269-276.
- [4] N.M. van Straalen, P. Leeuwangh, P.B.M. Stortelder.
Normstelling voor verontreinigende stoffen: Voortschrijdende grenzen.
Bodem (1991), pp. 51 - 56.
- [5] Potential for environmental damage: proximity of mine sites to sensitive environments (RCRA). Chapter 6 in *Risk Screening Analysis of Mining Wastes* - draft report.
Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste, Washington D.C., 1987.
- [6a] Barnthouse *et al.*
Users manual for ecological risk assessment.
Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge Tennessee, Environmental Sciences Division Publication no. 2679, 198..
- [6b] Barnthouse *et al.*
Methodology for Environmental Risk Analysis; Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge Tennessee, Environmental Sciences Division Publication no. 2023, 198..
- [7] C.L. van Deelen.
Een methodiek voor de bepaling van het risico van bodemverontreiniging door bedrijven (Deelrapport 1: Handleiding; deelrapport 2: onderbouwing).
Hoofdgroep Maatschappelijke Technologie TNO, Afdeling Industriële Veiligheid, rapport 87-044, Apeldoorn, augustus 1990.
- [8] CLM Poels *et al.* (ECETOC, Brussel).
Hazard assessment of chemical contaminants in soil.
Chemosphere **23** (1) (1991) 3-24.
- [9a] R.A. Freeze, J. Massmann, L. Smith, T. Sperling, B. James.
Hydrogeological decision analysis. (1) A Framework.
Ground Water **28** (5) (1990), 738-766.

Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten

- [9b] J. Massman *et al.*
Hydrogeological decision analysis. (2) Applications to ground-water contamination.
Ground Water 29 (4) (1991), 536-548.
- [9c] T. Sperling *et al.*
Hydrogeological decision analysis. (3) Application to design of a ground-water control system at an open pit mine.
Ground Water 30 (3) (1992) 376-389.
- [10] C.A.J. Denneman en C.A.M. van Gestel.
Afleiding van C-waarden voor bodemecosystemen op basis van aquatische ecotoxicologische gegevens.
RIVM, rapportnr. 725201008, Bilthoven, september 1991.
- [11] T.G. Vermeire *et al.*
Uniform Beoordelingssysteem Stoffen (UBS).
RIVM/RPC, Bilthoven, Tweede Prototype, december 1992.
- [12] Een risicobenadering toegepast in het bodembeschermingsbeleid.
Ingenieurs-/adviesbureau SAVE, Apeldoorn, juni 1986.
- [13] Wayne R. Ott (EPA).
Total Human Exposure: Basic concepts, EPA field studies and future research needs.
Journal of Air Waste Management Ass. 40 (7) (1990), 966-975.
- [14] P. Rieff *et al.*
Risico- en effectanalyse van diverse opslagsystemen voor vloeibare aardolieproducten.
TEBODIN B.V. Den Haag in opdracht van Ministerie VROM, Reeks Bodembescherming no. 60, 's-Gravenhage, 1987.
- [15] Simms, D.L., and M.J. Beckett.
Contaminated land: Setting trigger concentrations.
The Science of the Total Environment 65 (1987) 121-134.
- [16] Systematische prioriteitsstelling voor bodembedreigende activiteiten met stoffen in de nijverheid.
DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV, concept-rapport, maart 1986.
- [17] Risico-indexen voor bodem- en grondwaterbedreigende stoffen.
K. Verschueren, R. Kolkhuis Tanke.
MICON Milieuconsultants, rapportnr. 050153-4, Vught.
- [18] Een methodiek voor de beoordeling van de risico's van grondwater- en bodembedreigende activiteiten in de provincie Zuid-Holland.
Resources Planning Consultants B.V., Delft, februari 1988.

Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten

- [19a] Denneman, C.A.J, en C.A.M. van Gestel.
Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor
C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's.
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, rapportnr. 725201001,
Bilthoven, 1990.
- [19b] Lagas, P., H. Snelting en R. van den Berg.
Verspreiding van stoffen bij bodemverontreiniging.
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, rapportnr. 725201002,
Bilthoven, 1990.
- [19c] Linders, J.B.H.J. Risicobeoordeling voor de mens bij blootstelling aan stoffen.
Uitgangspunten en veronderstellingen.
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, rapportnr. 725201003,
Bilthoven, 1990.
- [19d] Kliest, J.J.G.
Vaststelling van de potentiële en actuele inhalatoire blootstelling als gevolg van
bodemverontreiniging.
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, rapportnr. 725201004,
Bilthoven, 1990.
- [19e] Vermeire, T.G., M.E. Apeldoorn, J.C. de Fouw en P.J.C.M. Janssen.
Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van
C-(toetsings)waarden.
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, rapportnr. 725201005,
Bilthoven, 1991.
- [19f] Berg, R. van den.
Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en
kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan-toxicologische
C-toetsingswaarden.
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, rapportnr. 725201006,
Bilthoven, 1991.
- [19g] Berg, R. van den, en J.M. Roels.
Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan
bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten.
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, rapportnr. 725201007,
Bilthoven, 1991.
- [19h] Denneman, C.A.J, en C.A.M. van Gestel.
Ableiding van C-waarden voor bodem-ecosystemen op basis van aquatisch
ecotoxicologische gegevens.
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, rapportnr. 725201008,
Bilthoven, 1991.
- [20] Omgaan met risico's. De risicobenadering in het milieubeleid. Bijlage bij het
NMP. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21137, nr. 5.
Ministerie VROM, Leidschendam, 1988.

Literatuur (overig)

- Berge, W. ten (1990).
SOILRISK. Human exposure assessment to soil contaminants.
DSM memo 1527/90, CVMD, d.d. 21-5-'90, DSM, Geleen.
- Cramer, J. (1990).
Handboek Integrale Milieuzorg: Index op Processen.
Kluwer Bedrijfswetenschappen, Deventer, 199..
- Denneman, C.A.J. en J.G. Robbertse (199.).
Ökotoxikologische Risikoabschätzung als Grundlage für die Entwicklung von
Bodenqualitätskriterien. In: F. Arat et al. (eds.), Proceedings 4th Intern. kfk/TNO
Conference 'Altlastensanierung '90', Karlsruhe, december 1990,
Band 1, pp. 197 - 206
- Denneman, C.A.J., N.M. van Straalen *et al.* (1989).
Ecotoxicologische advieswaarden voor stofgehalten in de bodem.
Milieu (1) (1989) 8-14.
- Deul, P.C. (1991).
Analyse van milieurisico's.
Petrochem 10 (1991) 41-43.
- Diependaal, M.J., *et al.* (1991).
RISIV Risicobepaling isolatievoorzieningen.
TNO-rapport R91/94, Studiecentrum voor Milieu-onderzoek TNO (SCMO), Delft,
1991.
- Haberland, W., *et al.* (1990).
Möglichkeiten und Grenzen der Ableitung von quantitativen Vorgaben für
Bodenschutz-Regelungen.
VDI Berichte nr. 837, 1990
- Hopstaken, C.F., E.J.B. Uunk (1989).
NITSOL-PHOSOL: modellen voor het gedrag van stikstof en fosfor in de bodem en
effecten op de waterkwaliteit.
H₂O 22 (9) (1989) 256-271.
- Hübler, K.-H.
Bodenschutz durch bessere Planungsgrundlage, Bodenqualitätsberichte,
Bodenkataster, methodische Überlegungen und praktische Möglichkeiten.
Technische Universität Berlin, Institut für Landschaftsökonomie, Berlin
(ISBN 3-87994-824-0).
- IWACO (1987)
Model verkennend onderzoek stortplaatsen.
IWACO Adviesbureau voor water en milieu, project 30.312.9, Boxtel, 1987.

- Kaltenbrunner, H.F., *et al.* (1990).
Inventarisatie van technische voorzieningen en beheersmaatregelen voor bodembescherming.
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, rapportnr. 736102004, Bilthoven, 1990.
- Keinhorst, H. (1986).
Strategien zur Verminderung der Bodenbelastung durch Luftverunreinigungen.
Technische Mitteilungen 79 (5/6), 1986.
- Kolluru, R.V. (1991).
Understand the basics of risk assessment.
Chemical Engineering Progress, march 1991, 61-67.
- Koning, J., *et al.*
Reiniging van grondwater van voormalige gasfabrieksterreinen.
DHV Raadgevend Ingenieursbureau B.V. in opdracht van Ministerie VROM, Reeks Bodembescherming no. 53, 's-Gravenhage.
- Leeuwen, Kees van (1990).
Ecotoxicological effects assessment in The Netherlands. Recent Developments.
Environmental Management 14 (6) (1990) 779-792.
- Liem, K.O., W.T. de Groot.
Theoretische emissies van bestrijdingsmiddelen bij de bloembollenteelt in de bloembollenstreek.
CML - bloembollenrapport nr.1, Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden.
- N.N. (1986).
Actie TANKSLAG.
Provinciale Waterstaat van Noord-Holland, Bureau Bodembescherming, 1986.
- N.N. (1988).
Review and evaluation of ecological risk assessment methods.
ICF Inc., Fairfax (Va., USA), by order of US-EPA, Washington.
- N.N.
Bedrijven en milieuzonering.
Vereniging van Nederlandse Gemeenten VNG, Groene reeks nr. 80 (ISBN 90-322-1078-5).
- N.N.
Preventie van bodemverontreiniging bij de opslag van steenkool.
Raadgevend Bureau Tukkers B.V. in opdracht van Ministerie VROM, Reeks Bodembescherming no. 13, 's-Gravenhage.
- N.N. (1990).
Water, Air and Soil pollution: Metals in Soils, Waters, Plants and Animals.
Conference Proceedings, Orlando, Florida, April 30 - May 3, 1990.

Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten

N.N. (1991).

Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water ('MILBOWA').

Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21990, nr.1.

SDU, 's-Gravenhage, 1991, ISSN 0921-7371.

Paustenbach, D.J. *et al.* (1992).

Recent developments on the hazards posed by 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in soil: implications for setting risk-based cleanup levels at residential and industrial sites.

Journal of Toxicology and Environmental Health 36 (1992) 103-149.

Van Ree, C.C.C.F., *et al.* (1986).

Risico-analyse isolatie bij bodemverontreiniging.

Laboratorium voor Grondmechanica, CO-277400/73, Delft, 1986.

Saris, F.J.A., *et al.* (1987).

Landschap, tijdschrift voor landschapsecologie en milieukunde. Themanummer

Ecologische Normen. Werkgemeenschap Landschapsecologisch Onderzoek (WLO), 1987

Sewandono, A., C. de Villeneuve, M. Veltman-Geense (1992).

Bodem en Europese regelgeving. Milieuriichtlijnen, leemtes en knelpunten.

Bodem 2 (3) (1992) 107-111.

Straalen, N.M. van, en C.A.J. Denneman (1989).

Ecotoxicological Evaluation of Soil Criteria.

Ecotoxicology and Environmental Safety 18 (1989) 241-251.

Stufkens, P. (1991).

Checklist bodem: inzicht in bodemkwaliteit bedrijfsterrein noodzakelijk.

Misset's Milieu Magazine 3 (7) (1991) 48-51.

Stijkel, A. (1986).

Gezondheidsrisico's bij bodemverontreiniging: naar een algemene aanpak.

Milieu 1 (2) (1986) 56-58.

Technische Commissie Bodembescherming (1991).

Advies Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water.

TCB A91/03, Leidschendam, 1991.

Thy, F. ten (1984).

Beoordeling van bodemverontreiniging op bouwlocaties.

Bouw en uitvoering 16 (1) (1984) 3-8.

Tiemessen, G.B.M., *et al.* (1983).

Risico's op bodemverontreiniging tengevolge van transportactiviteiten per spoor, weg en pijps transport.

Adviesgroep AVIV in opdracht van Ministerie VROM, Reeks Bodembescherming no. 28, 's-Gravenhage, 1983

Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten

Traas, T.P. *et al.* (1989).

Oecotoxicologische evaluatie van referentiewaarden voor gehalten van bestrijdingsmiddelen in de bodem.

VU Amsterdam, Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, in opdracht van Technische Commissie Bodembescherming, TCB A89/10-R, Leidschendam, 1989.

Travis, C.C., *et al.* (1991).

A relative risk index for prioritization of inactive underground storage tanks.

Journal of Hazardous Materials, 27 (1991) 327-337.

Oak Ridge National Laboratory.

Veldkamp, A.G., P.S.H. Ouboter (1992).

Naar een systematische aanpak van bodemverontreiniging.

Bodem 2 (1) (1992) 34-37.

Weening, J.

Handboek Integrale Milieuzorg: Ondernemingsbeleid en preventie van bodem- en grondwaterverontreiniging.

Kluwer Bedrijfswetenschappen, Deventer.

Zechmann, G. (1987).

Zur Bewertung des Gefahrenpotentials ölverunreinigter Gelände.

Wasser, Luft und Betrieb (9) (1987) 75-78.

9 Verantwoording

Naam en adres van de opdrachtgever
Speerpuntprogramma Bodemonderzoek
Wageningen

Namen en functies van de medewerkers
drs. D. de Weger – projectmedewerker
mw. ing. I. Heidebrink – projectmedewerker
ir. M. Molag – projectleider

Namen van instellingen waaraan een deel van het onderzoek is uitbesteed
–

Datum waarop, of tijdsbestek waarin, het onderzoek heeft plaatsgehad
september 1991 – december 1993

Ondertekening

Goedgekeurd door

ir. M. Molag
onderzoekleider

ir. C.M. Pietersen
werkgroep leider

9 Verantwoording

Dit onderzoek werd uitgevoerd met een subsidie van
Speerpuntprogramma Bodemonderzoek
Postbus 37
6700 AA Wageningen

Namen en functies van de medewerkers

drs. D. de Weger	– projectmedewerker
mw. ing. I. Heidebrink	– projectmedewerker
ir. M. Molag	– projectleider

Fase 1 van het onderzoek (bijlage II) werd uitgevoerd door:
Resources Planning Consultants B.V.
Postbus 438
2600 AB Delft

Datum waarop, of tijdsbestek waarin, het onderzoek heeft plaatsgehad
september 1991 – december 1993

Ondertekening



ir. M. Molag
onderzoekleider

Goedgekeurd door



ir. C.M. Pietersen
werkgroep leider

Bijlage 1 Samenvattingen van de bestudeerde/relevante literatuur

N.M. van Straalen et al. (Vrije Universiteit Amsterdam), <i>Ecotoxicological Evaluation of Soil Quality Criteria</i>	3
S.A.L.M. Kooyman (UvA). <i>A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species</i>	5
N.M. van Straalen, P. Leeuwangh, P.B.M. Stortelder (VU), <i>Normstelling voor verontreinigende stoffen: Voortschrijdende grenzen.</i>	6
EPA, <i>Potential for environmental damage: proximity of mine sites to sensitive environments (RCRA)</i>	8
Barnthouse et al. (Oak Ridge) (a) <i>Users manual for ecological risk assessment</i> (b) <i>Methodology for Environmental Risk Analysis</i>	9
C.L. van Deelen (TNO), <i>Een methodiek voor de bepaling van het risico van bodemverontreiniging door bedrijven</i>	11
C.L.M. Poels et al. (ECETOC) <i>Hazard assessment of chemical contaminants in soil</i>	13
R.A. Freeze, J. Massman, T. Sperling, <i>Hydrogeological decision analysis</i>	15
C.A.J. Denneman en C.A.M. van Gestel (RIVM), <i>Afleiding van C-waarden voor bodemecosystemen op basis van aquatische ecotoxicologische gegevens</i>	17
T.G. Vermeire et al. (RIVM/RPC), <i>Uniform Beoordelingssysteem Stoffen (UBS)</i>	18
SAVE, <i>Een risicobenadering toegepast in het bodembeschermingsbeleid</i>	20
Wayne R. Ott (EPA), <i>Total Human Exposure: Basic concepts, EPA field studies and future research needs</i>	21
P. Rieff et al (Tebodin), <i>Risico- en effectanalyse van diverse opslagsystemen voor vloeibare aardolieproducten</i>	23
Simms, D.L., and M.J. Beckett, <i>Contaminated land: Setting trigger concentrations</i>	25
DHV, <i>Systematische prioriteitsstelling voor bodembedreigende activiteiten met stoffen in de nijverheid (concept)</i>	26

Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten

K. Verschueren, R. Kolkhuis Tanke (MICON), <i>Risico-indexen voor bodem- en grondwaterbedreigende stoffen</i>	28
RPC, <i>Een methodiek voor de beoordeling van de risico's van grondwater- en bodembedreigende activiteiten in de provincie Zuid-Holland</i>	30
Berg, R. van den, en J.M. Roels (RIVM), <i>Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten</i>	33

**N.M. van Straalen *et al.* (Vrije Universiteit Amsterdam),
*Ecotoxicological Evaluation of Soil Quality Criteria***

Ecotoxicology and Environmental Safety 18 (1989) 241-251

1 Doelstelling

Doel van de methodiek is het afleiden van de concentratie van een bepaalde contaminant die naar verwachting schade zal veroorzaken aan het bodem-ecosysteem.

2 Kenmerken

De methodiek valt onder de categorie van methodieken die risico rechtstreeks koppelen aan stoffeigenschappen ('vaststellen grenswaarden'). Uitgangspunt is dat gestreefd moet worden naar bescherming van 95% van de soorten (bodemorganismen). De grenswaarden worden vastgesteld door extrapolatie van beschikbare No Observed Effect Concentrations (NOECs). Het extrapolatieproces omvat drie stappen:

1. normaliseren van de beschikbare gegevens (met betrekking tot verschillen in bodemsoorten);
2. toepassen veiligheidsfactor die afhankelijk is van de beschouwde species;
3. toepassen van een veiligheidsfactor met het oog op de extrapolatie van laboratorium naar de veldsituatie.

De methodiek is stofspectief. De methodiek houdt ook rekening met de beschouwde bodemeigenschappen, en is in zoverre ook activiteit-specifiek.

3 Uitkomsten

Het resultaat van de methodiek is een grenswaarde. Er worden geen kansen bepaald. De waarde 95% (van de soorten die beschermd moeten worden) is geen kans zoals bedoeld in de risico-analyse, maar wordt slechts gebruikt als karakterisering van de grenswaarde.

4 Relatie met TNO-inventarisatie

De methodiek is kwantitatief, en berekent grenswaarden (concentraties), en valt daarmee in categorie 6. Het is een stofgerichte benadering, waarbij indirect (via de bodemeigenschappen) onderscheid naar activiteiten wordt gemaakt. Er wordt

Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten

geen schade berekend in termen van vervuild oppervlak en dergelijke. Kansen worden niet bepaald. De output bestaat uit een getal (grenswaarde).

De berekening van normen voor de bodemconcentratie van contaminanten valt in de categorie 'prioriteitstelling en toetsing op beleidsvormingsniveau'.

S.A.L.M. Kooyman (UvA). *A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species*

Water Research 21 (1987), 269-276

1 Doelstelling

Doel van de methodiek is het afleiden van de concentratie van een bepaalde contaminant die naar verwachting schade zal veroorzaken aan het bodem-ecosysteem.

2 Kenmerken

De methodiek van Kooijman is qua doelstelling vergelijkbaar met die van Van Straalen en Denneman, met als belangrijk verschil dat Kooijman er vanuit gaat dat normen de meest gevoelige soort in een gemeenschap moeten beschermen. Dit houdt in dat er een grote veiligheidsfactor wordt toegepast om de grenswaarde van de betreffende stof te bepalen.

3 Uitkomsten

Het resultaat van de methodiek is een grenswaarde voor een bepaalde stof. Er worden geen kansen bepaald.

4 Relatie met TNO-inventarisatie

De methodiek is kwantitatief, en berekent grenswaarden (concentraties), en valt daarmee in categorie 6. Het is een stofgerichte benadering, waarbij indirect (via de bodemeigenschappen) onderscheid naar activiteiten wordt gemaakt. Er wordt geen schade berekend in termen van vervuild oppervlak en dergelijke Kansen worden niet bepaald. De output bestaat uit een getal (grenswaarde).

De berekening van normen voor de bodemconcentratie van contaminanten valt in de categorie 'prioriteitstelling en toetsing op beleidsvormingsniveau'.

**N.M. van Straalen, P. Leeuwangh, P.B.M. Stortelder (VU),
*Normstelling voor verontreinigende stoffen: Voortschrijdende
grenzen.***

Bodem (1991), pp. 51 - 56

1 Kenmerken en uitkomsten

Dit is een overzichtartikel waarin een vijftal normstellingsmodellen wordt behandeld. Algemeen gesteld hebben de methodieken ten doel de concentratie te bepalen, waarbij populaties nadelig worden beïnvloed. In tabel B.1 worden de belangrijkste kenmerken van de vijf methoden samengevat.

2 Relatie met TNO-inventarisatie

De door de EPA, RIZA en BLAK afgeleide grenswaarden hebben betrekking op de waterkwaliteit. Met enige aanpassingen kunnen deze wellicht ook voor het bepalen van bodem-grenswaarden worden gebruikt. De methode van VROM is bedoeld voor ecosystemen in het algemeen, en is dus ook voor de bodem van toepassing.

De methodieken vallen alle onder de categorie van methodieken die risico rechtstreeks koppelen aan stoffeigenschappen ('vaststellen grenswaarden'). Alle methoden zijn stofspecifiek; in geen ervan wordt onderscheid naar activiteiten gemaakt. Ze zijn kwantitatief en berekenen grenswaarden (concentraties), en horen derhalve thuis in categorie 6. Er wordt geen schade berekend in termen van vervuild oppervlak en dergelijke Kansen worden niet bepaald. De output bestaat uit een getal (grenswaarde).

De methodieken zijn toepasbaar in het beslisveld 'prioriteitstelling en toetsing op beleidsvormingsniveau'.

Tabel B1 Vergelijking van vijf normstellingsmethoden

Methode	Berekeningsprocedure	Beschouwde effecten	Criterium	Beschouwde organismen
EPA concern level waterkwaliteit	bij 1 LC ₅₀ : veiligheidsfactor = 1/1000; bij 3 LC ₅₀ 's: v.f. = 1/100; NOEC bekend: v.f. = 1/10	letaliteit; 'nadelige beïnvloeding' (niet nader gespecificeerd)	bescherming alle soorten	alg, kreeftachtige, vis
EPA advice level waterkwaliteit	5 percentielwaarde van cumulatieve waarschijnlijkheidsverdeling van toxiciteitsgegevens van min. 8 soorten (acuut) respectievelijk 3 soorten (chronisch)	--	bescherming 95% van de families van een soort	niet nader gespecificeerd
RIZA ecotoxicologische waarden waterkwaliteit ten aanzien van zware metalen en organische microverontreinigingen	– grenswaarde = laagste chronische NOEC of LC ₅₀ maal (NOEC/LC ₅₀) van stoffen met eenzelfde werkingsmechanisme; – bij blootstelling aan meerdere stoffen: NOEC = fractie van de laagste NOEC; – houdt rekening met bio-accumulatie	sterfte, groeiremming, verminderde reproductie; combinatietoxiciteit 'doorvergiftiging'	--	eencellige algen, schelpdieren en slakken, kreeftachtigen, vissen
BundesLändesArbeits-Kreis QualitätsZiele (BLAK-QZ) waterkwaliteit	grenswaarde = NOEC/v.f.; v.f. = 1/10 (4 trofische niveaus), 1/100 (3 trofische niveaus); onder bepaalde omstandigheden nogmaals v.f. van 1/10	--	--	vertegenwoordigers van 4 trofische niveaus: primaire producenten, primaire consumenten, secundaire consumenten, destruenten
milieunormen Omgaan met Risico's (VROM)	– grenswaarde HC5 (haz. conc.) volgt uit log-logistische verdeling van NOECs; – verwaarloosbaar risico = 1/100 maximaal toelaatbaar risico	--	bescherming van 95% van de soorten	zoveel mogelijk soorten, representatief ten aanzien van ecologische functie, bouwplan en blootstellingsroute

-- betekent 'niet nader gespecificeerd'

EPA, *Potential for environmental damage: proximity of mine sites to sensitive environments (RCRA)*

Chapter 6 in Risk Screening Analysis of Mining Wastes - draft report.
Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste, Washington D.C., 1987

1 Doelstelling

Vergelijking van potentiële ecologische impact op gevoelige gebieden tengevolge van verschillende olie- en gaswinning en mijnbouw.

2 Kenmerken

Deze methodiek is ontwikkeld in de Verenigde Staten in het kader van de Resource Conservation and Recovery Act (RCRA). Het is een kwalitatieve methode, waarvan deel uit maken:

- receptor karakterisering te weten:
leefomgevingen van bedreigde dier/plant soorten, wetlands, staatsbossen, nationale parken en
- kwalitatieve risico bepaling.

De mate van risico die door een contaminant veroorzaakt kan worden, wordt kwalitatief vastgesteld op basis van de afstand tussen de bron en het 'gevoelige' gebied (= receptor). Er zijn geen absolute referentie-criteria, waarmee afstand-risico verbanden vergeleken kunnen worden.

3 Uitkomsten

Deze kwalitatieve methodiek levert noch een risico-getal noch een ja/nee antwoord op. Het is een globale vergelijking van verschillende verontreinigingsbronnen. Het uiteindelijke resultaat is een lijst met gebieden, gerangschikt naar het risico dat zij, gezien de in de directe omgeving aanwezige potentiële vervuilingbronnen, kunnen ondervinden.

4 Relatie TNO-inventarisatie project

De methodiek is kwalitatief en stofspecifiek. Er wordt niet rechtstreeks onderscheid naar activiteiten gemaakt, en er worden geen kans- of schadeberekeningen uitgevoerd. De methodiek valt daarmee onder categorie 2, en kan daarmee worden toegepast bij prioriteitstelling ten behoeve van beleidsvorming.

Barnthouse et al. (Oak Ridge)**(a) Users manual for ecological risk assessment****(b) Methodology for Environmental Risk Analysis**

- a Users manual for ecological risk assessment; Environmental Sciences Division
Publication no. 2679.
- b Methodology for Environmental Risk Analysis; Environmental Sciences Division
Publication no. 2023.
Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge Tennessee.

1 Doelstelling methodiek

In Review and evaluation of ecological risk assessment methods (ICF Incorporated, 9300 Lee Highway, Fairfax, Va. 22031-1207, February 1988, pp. C 48-59) wordt een aantal door Barnthouse *et al.* ontwikkelde methodieken voor ecologische risico-analyse beschreven. Het doel van deze methodieken is prioriteitstelling en/of vergelijking van stoffen. Hiertoe worden stoffen ondergebracht in een bepaalde categorie op basis van een vergelijking van de geschatte concentratie in het milieu met een referentiewaarde.

2 Kenmerken methodiek

De methodieken gaan uit van de contaminant concentratie in de bodem. Als maat voor het risico worden gehanteerd:

- de verhouding van de geschatte contaminant concentratie in het milieu met een toxicologische referentiewaarde (bijvoorbeeld een LC_{50}). Voor enkelvoudige contaminanten zijn de volgende categorieën vastgesteld:
 - quotiënt ≤ 0.1 : 'geen teken van zorg';
 - quotiënt > 0.1 en ≤ 10 : 'mogelijk een zaak van zorg';
 - quotiënt > 10 : waarschijnlijk een zaak van zorg'.Voor meervoudige contaminanten worden de quotiënten naar grootte gerangschikt.
- het verschil ($\log TRW - \log CCM$), met CCM de contaminant concentratie in het milieu en TRW de toxicologische referentiewaarde; aangenomen wordt dat deze variabelen onafhankelijk en lognormaal verdeeld zijn. Het risico is gedefinieerd als de kans dat bovengenoemd verschil kleiner is dan nul.

De methodieken omvatten:

- receptor karakterisering;
- bepaling referentiewaarde, waarbij gebruik gemaakt wordt van veiligheidsfactoren;
- risico bepaling, dit is de berekening van het quotiënt tussen de contaminant concentratie en de referentiewaarde.

In publikatie a worden de referentiewaarden geëxtrapoleerd door regressietechnieken toe te passen op beschikbare toxiciteitsgegevens. De variantie is afhankelijk van het aantal beschikbare toxiciteitsgegevens en het aantal extrapolaties. In dit geval worden geen veiligheidsfactoren toegepast.

De toxicologische referentiewaarden worden berekend op basis van bekende toxiciteitsmetingen, die in hoofdzaak betrekking hebben op in *water* voorkomende species. Het blootstellingsscenario wordt bekend verondersteld. De keuze van de receptoren wordt bepaald door de beschikbare toxiciteitsgegevens en het beschouwde effect zoals sterfte, voortplanting of groeiremming.

3 Uitkomsten

Met behulp van de door Barnthouse *et al.* ontwikkelde aanpak kan een grenswaarde worden bepaald; voorts wordt voor elke stof een risico-score berekend, op basis waarvan indeling in categorieën plaatsvindt.

4 Relatie met TNO-inventarisatie

De methodieken zijn kwantitatief. Door de keuze van het type referentiewaarde wordt impliciet gekeken naar gevolgen (schade). Er worden echter geen responspercentages of aantallen slachtoffers berekend. Ook worden er geen kansen berekend.

Deze methode valt in categorie 6, en is daarmee toepasbaar bij prioriteitsstelling en toetsing op beleidsvormingsniveau.

C.L. van Deelen (TNO), Een methodiek voor de bepaling van het risico van bodemverontreiniging door bedrijven

(Deelrapport 1: Handleiding; deelrapport 2: onderbouwing).

Hoofdgroep Maatschappelijke Technologie TNO, Afdeling Industriële Veiligheid, rapport 87-044, Apeldoorn, augustus 1990.

1 Doelstelling

Doel van de methodiek is:

- vaststellen in welke mate de onderdelen van een installatie of inrichting bijdragen tot verontreiniging van de bodem;
- inzicht geven in het effect van een aantal (bodem)risico-reducerende maatregelen;
- vergelijken van het risico voor de bodem van de betreffende activiteit met het risico van andere inrichtingen of installaties in dezelfde of in een andere bedrijfstak.

2 Kenmerken methodiek

De methodiek bestaat uit de volgende stappen:

- a. *Inventarisatie bedrijf*;
onderverdeling van het bedrijf in 'logische' units (opslag, verwerking, eventueel locatie, etc.), identificatie van bodembedreigende stoffen (6 categorieën) en van bodembedreigende 'factoren' (flens, pomp, monstername, etc.). De onderverdeling en karakterisering van de bodembedreigende stoffen en factoren is gebaseerd op categorieën.
- b. *Identificatie van ongewenste gebeurtenissen*;
via standaardvragenlijst keuze uit 38 ongewenste gebeurtenissen. Het bepalen van de ongewenste gebeurtenissen gebeurt aan de hand van de gegevens die onder A zijn bepaald en die specifiek zijn voor de inrichting.
- c. *Bepaling frequenties en bronsterkten*;
uit proces- en installatiegegevens worden via vaste rekenregels frequentie en bronsterkte afgeleid (* 'algoritme' is aanwezig! *). Voor zowel frequentie als bronsterkte: categorisering. Risico-reducerende voorzieningen worden verdisconteerd middels reductie-factoren.
- d. *Bepaling risicofactoren bodem*;
hierbij wordt rekening gehouden met locatiekenmerken (volume van eventueel verontreinigd grondwater, mate van verspreiding). Kwantitatieve berekening met vuistregels en 'werkelijke' gegevens.

- e. *Presentatie van de resultaten;*
de resultaten worden gepresenteerd in de vorm van een beschrijving, tabellen (onder andere met frequenties en bronsterkten), en verwachtingswaarden van het risico. De resultaten lenen zich voor presentatie in een cumulatieve frequentie/bronsterkte-kromme.
- f. *Beschouwing van de resultaten;*
levert inzicht in de knelpunten van de betreffende inrichting, welke activiteiten bepalend zijn voor het risico en welke ongewenste gebeurtenissen relatief vaak voorkomen of waarbij veel stof vrijkomt. Hieruit kunnen risicoreducerende maatregelen worden afgeleid.

3 **Uitkomsten**

Als maat voor het risico geldt in deze methodiek de bronsterkte in combinatie met de kans op die bronsterkte.

De risico-factoren zijn een maat voor de verspreiding van het materiaal in de bodem in de omgeving van de installatie.

Schade aan het ecosysteem wordt uitgedrukt middels de risico-factor, die iets zegt over de verspreiding van het materiaal in de omgeving van de activiteit, maar niet over de feitelijke gevolgen voor flora en fauna.

De methodiek moet in zijn geheel (in ieder geval tot en met de bepaling van frequentie en bronsterkte) worden uitgevoerd om tot resultaten te leiden. De methodiek omvat het gehele traject van een risico-analyse, zoals geschetst in hoofdstuk 3.

De methodiek is bedoeld voor het evalueren van het risico van calamiteiten zowel als normale operaties.

4 **Relatie met TNO-inventarisatie**

Ondanks het feit dat de methodiek enkele stappen bevat waarbij van categorieën wordt uitgegaan, is deze toch te karakteriseren als een kwantitatieve benadering. De output wordt gevormd door kans (frequentie) en 'gevolg' in termen van bronsterkte. De methodiek is activiteit-specifiek, en in mindere mate ook stof-specifiek.

■ **Conclusie: eisenpakket (8).**

Derhalve geschikt voor toepassing bij prioriteitstelling en toetsing op maatregelen-niveau.

C.L.M. Poels *et al.* (ECETOC) Hazard assessment of chemical contaminants in soil

Chemosphere 23 (1) (1991) 3-24.

1 Doelstelling

Doel van de methodiek is:

Schatten van het risico voor de mens van gevaarlijke stoffen afkomstig van bodemverontreiniging. Met behulp van HESP (computer model Human Exposure to Soil Pollutants).

2 Kenmerken methodiek

De methodiek gaat uit van een gegeven concentratie in de bodem, en berekent met gebruikmaking van parameters voor de betreffende stof en het betreffende bodemcompartiment de blootstelling van volwassenen en kinderen. Hierbij worden zoveel mogelijk blootstellingsroutes meegenomen, te weten:

- inhalatie (damp, stof, douches);
- ingestie (bodem/stof, groenten, water, vlees/zuivel, vis);
- dermaal (bodem/stof).

Voorts geeft de methodiek aan hoe het risico kan worden beoordeeld, namelijk door het Environmental Exposure Level (EEL) te vergelijken met het Maximum Tolerable Exposure Level (MTEL). Er worden voorbeelden gegeven van toxiciteitsgegevens die kunnen dienen als MTEL, zoals Acceptable Daily Intake, Toxic Daily Intake, en in bepaalde gevallen TLV's en MAK-waarden. Er wordt gepleit voor een getrapte beoordeling:

1. 'preliminary exposure and hazard assessment':
 - bepaling van het EEL met generieke getallen en conservatieve aannames;
 - vergelijking van MTEL met EEL.
2. 'definitieve exposure and hazard assessment':
 - bepaling van het EEL die 'site-specific' wordt uitgevoerd;
 - vergelijking van MTEL met EEL.
3. risk assessment (als de criteria worden overschreden).

3 Uitkomsten

De methodiek is uitsluitend gericht op de gevolgen voor de mens; gevolgen voor het ecosysteem worden niet beschouwd. Als maat voor het risico geldt in deze methodiek de geabsorbeerde dosis (in mg/kg/dag).

4 Relatie met TNO-inventarisatie

De methodiek is kwantitatief. De output wordt gevormd door 'gevolg' in termen van geabsorbeerde dosis. De methodiek is niet activiteit-specifiek, en juist wel stof-specifiek, valt onder categorie 6, en is derhalve geschikt voor toepassing bij prioriteitstelling en toetsing op het niveau van beleidsvorming.

R.A. Freeze, J. Massman, T. Sperling, *Hydrogeological decision analysis*

- (1) A Framework
- (2) Applications to ground-water contamination
- (3) Application to design of a ground-water control system at an open pit mine

Auteurs:

- (1) R.A. Freeze *et al.*;
- (2) J. Massman *et al.*;
- (3) T. Sperling *et al.*

Gepubliceerd in:

- (1) Ground Water 28 (5) (1990), 738-766
- (2) Ground Water 29 (4) (1991), 536-548
- (3) Ground Water 30 (3) (1992) 376-389

1 Doelstelling

Doel van de methodiek is beslissingsondersteuning bij het ontwerp van installaties voor de opslag en verwerking van afval/(huis)vuil.

2 Kenmerken methodiek

De methodiek bevat drie modellen:

- een decision model, gebaseerd op maximalisatie van een zogenaamde 'objective function' waarin de kosten, de baten en het risico (alle uitgedrukt in dollars) zijn verwerkt;
- een simulatiemodel voor grondwaterstroming en transport;
- een onzekerheidsmodel, waarmee de geologische onzekerheid en de zogenaamde 'parameter-onzekerheid' worden beschreven.

De methodiek is sterk locatiegebonden (dus 'activiteit-specifiek') en (vermoedelijk) in mindere mate stof-specifiek.

Het risico is het produkt van de faalkans ('probability of failure'), de kosten van het falen en een genormaliseerde 'utility function'

'Falen' is gedefinieerd als 'een besmetting van het grondwater die in strijd is met de regelgeving voor de betreffende locatie', en heeft vooral betrekking op emissies vanuit afvalopslagen naar de bodem.

Het grondwaterstromingsmodel richt zich op het berekenen van concentraties. Er wordt geen 'schade' in de zin van verstoring van het ecosysteem, vermindering van aantallen species etc. berekend. Er zijn (gedetailleerde) geohydrologische gegevens

nodig over de bodem in het betreffende gebied. Het model berekent tevens de faalfrequentie (per jaar).

Het onzekerheidsmodel richt zich op de parameters van het grondwatermodel, en op de verschillende stochastische processen die mogelijk zijn.

3 Uitkomsten

De modelberekeningen leveren een waarde van de 'objective function', die een maat is voor het risico.

4 Relatie met TNO-inventarisatie

De methodiek is kwantitatief, en berekent zowel schade als kansen. Door de gehanteerde definitie van falen ('een besmetting van het grondwater die in strijd is met de regelgeving') is deze methodiek alleen toepasbaar op het maatregeleniveau.

C.A.J. Denneman en C.A.M. van Gestel (RIVM), *Afleiding van C-waarden voor bodemecosystemen op basis van aquatische ecotoxicologische gegevens*

RIVM, rapportnr. 725201008, Bilthoven, september 1991.

Deze methodiek gaat uitsluitend in op de bepaling van grenswaarden voor een groot aantal stoffen of stofcategorieën. In de publikatie wordt het gebruik van deze waarden niet behandeld. Er is dan ook geen sprake van een 'risico-analyse-methodiek'. Zie verder hoofdstuk 5.7.

T.G. Vermeire et al (RIVM/RPC), Uniform Beoordelingssysteem Stoffen (UBS)

RIVM/RPC, Bilthoven, december 1992.

1 Doelstelling

Het Uniform Beoordelingssysteem Stoffen (UBS) is een beslissingsondersteunend systeem met drie functies:

- a. de initiële risico-evaluatie van nieuwe stoffen;
- b. de prioritering van bestaande stoffen;
- c. de beoordeling van bestrijdingsmiddelen.

Doel van elk van de drie deelsystemen is de bepaling van het risico door vergelijking van (schattingen van) de blootstellingsconcentraties of opgenomen dosis met (schattingen van) grenswaarden voor het beschouwde organisme.

2 Kenmerken methodiek

Het UBS wordt een benadering toegepast die is gebaseerd op het berekenen c.q. vergelijken van een Predicted Environmental Concentration (PEC) met No Effect Concentration (NEC), of vergelijkbare grootheden (Total Daily Intake (TDI), No Observed Adverse Effect Level (NOAEL), e.a.). Elk van de drie deelsystemen van het UBS bevat modules voor de berekening of schatting van:

- de emissies (lokale of diffuse schattingen van emissies naar bodem, lucht, oppervlaktewater, influent rwzi, consumentenblootstelling en/of gewassen);
- distributie (inclusief dispersie, depositie, verdamping, afvoer effluent, etc.);
- inname (inhalatie mens, ingestie via consumptie, opname door planten/dieren); in deze modules wordt de PEC of de TDI bepaald;
- effectmodule (bepaling NEC of NEL).

Voorts bevatten de systemen een data-invoermodule en een evaluatiemodule.

UBS is zeer stof-specifiek; bij de invoerparameters wordt een groot aantal stoffeigenschappen gevraagd. Voor de berekeningen van de lotgevallen van de stoffen wordt gebruik gemaakt van algemene (generieke) waarden voor de verschillende bodemparameters. Voor een aantal bedrijfstakken worden schattingen van de emissies van een aantal stofcategorieën gegeven.

De geïmplementeerde modellen zijn zeer gedetailleerd voor wat betreft het berekenen van de lotgevallen van de stoffen in het milieu en in de voedselketen. Het kansaspect wordt niet gekwantificeerd. Voor de nieuwe en bestaande stoffen worden zogenaamde 'hazard quotients' berekend, en voor de pesticiden worden daar hazard-categorieën aan toegevoegd (no/low/medium/high risk).

3 Uitkomsten

De evaluatiemodule berekent de verhoudingen van PEC en NEC voor aquatische en terrestrische systemen en TDI en N(OA)EL voor de mens. Dit leidt tot de bovengenoemde hazard quotients.

4 Relatie met TNO-inventarisatie

Het UBS is een systeem met een stofgerichte benadering; onderscheid tussen activiteiten wordt slechts globaal gemaakt (bijv. emissies van chemicaliën in een bepaalde bedrijfstak). Het systeem is gericht op het berekenen van concentraties in het milieu. Er wordt geen schade berekend in termen van verstoring van het ecosysteem, oppervlak vervuild gebied, etc. Kansen worden niet gekwantificeerd. De output bestaat uit concentraties in het milieu en grenswaarden die omgerekend kunnen worden naar een risico-getal (PEC/NEC of vergelijkbaar).

Het systeem kan worden gebruikt voor prioriteitstelling of toetsing in het kader van de beleidsvorming.

SAVE, Een risicobenadering toegepast in het bodembeschermingsbeleid

Ingenieurs-/adviesbureau SAVE, Apeldoorn, juni 1986

1 Doelstelling

Doel van de methodiek is het operationaliseren van de uitgangspunten van de Wet Bodembescherming door een combinatie van preventieve en repressieve maatregelen. Hiertoe wordt het concept 'risico-zone' geïntroduceerd.

2 Kenmerken methodiek

De door SAVE voorgestelde methodiek gaat uit van het IBC-document van TNO, en voegt daar het concept van de zogenaamde risico-zone aan toe. Deze wordt echter niet voldoende gedefinieerd, en leidt uiteindelijk (nog) niet tot een betere kwantificering van het risico. De risico-zone is het gebied onder en rond de activiteit waar (tijdelijk) een bepaalde mate van vervuiling kan worden toegestaan. Gestreefd moet worden naar een risico op het grensvlak van de risico-zone en de overige bodem van nul. Er wordt niet aangegeven hoe de grens van de risico-zone bepaald moet worden.

3 Uitkomsten

Toepassing van de TNO IBC-methodiek, dus verwachtingswaarde (= bronsterkte maal frequentie). Indicatie van kosten van saneringsmaatregelen.

4 Relatie met TNO-inventarisatie

De methodiek ligt in het verlengde van het IBC-document, en is dus in ieder geval toepasbaar op die gebieden waar de TNO-methodiek ook ingezet kan worden, te weten maatregelen (prioriteitstelling en toetsing).

Wayne R. Ott (EPA), *Total Human Exposure: Basic concepts, EPA field studies and future research needs*

Journal of Air Waste Management Association, 40 (7) (1990), 966-975.

1 Doelstelling

Doel van de methodiek is het opvullen van de lacune tussen het bepalen van emissies en van verspreiding van stoffen enerzijds en het bepalen van effecten (schade) anderzijds; deze lacune is het schatten van blootstelling van mensen en bepalen van doses.

2 Kenmerken methodiek

Het THE (Total Human Exposure) concept beschouwt alle mogelijke routes waarlangs de mens kan worden blootgesteld, uitgaande van de concentraties van stoffen in bodem, lucht, water, voedsel, etc. Hiertoe worden twee benaderingen onderscheiden: de directe aanpak en de indirecte aanpak.

In de directe aanpak worden zoveel mogelijk gegevens bepaald aan de hand van rechtstreekse metingen (concentraties in voedsel, opgenomen doses, registratie van activiteiten, etc.). In dit geval wordt geen gebruik gemaakt van modellen: de belasting tengevolge van blootstelling wordt direct bepaald.

Bij de indirecte aanpak worden meetgegevens met behulp van blootstellingsmodellen geëxtrapoleerd naar grotere bevolkingsgroepen en andere locaties. Blootstellingsmodellen zijn geen dispersiemodellen; ze maken onder andere gebruik van bevolkingsdichtheidsverdelingen en van gegevens over de verplaatsing van de bevolking. Vooral nog zijn slechts indirecte modellen ontwikkeld voor luchtverontreinigende stoffen, maar er zijn modellen voor vluchtige koolwaterstoffen en bestrijdingsmiddelen in ontwikkeling.

3 Uitkomsten

De resultaten van het model worden gevormd door schattingen van de opgenomen hoeveelheid schadelijke stoffen. Kansen worden niet bepaald.

4 Relatie met TNO-inventarisatie

De methodiek is stof-specifiek, en bij uitstek *niet* activiteit-specifiek: de methodiek gaat uit van de mens. Alle mogelijke bronnen waarmee mensen gedurende een etmaal in contact (zouden kunnen) komen, worden meegenomen. De gevolgbe-

Inventarisatie van methodieken voor de risico-analyse van bodembedreigende activiteiten

rekeningen beperken zich tot het bepalen van de opgenomen hoeveelheden; er wordt geen schade (in de zin van effecten) bepaald. Er worden geen kansen berekend. De output is de opgenomen hoeveelheid schadelijke stof (geen risico-getal of iets dergelijks).

De methodiek is kwantitatief, en valt in de categorie die geschikt is voor prioriteitstelling of toetsing in het kader van de beleidsvorming.

P. Rieff *et al* (Tebodin), *Risico- en effectanalyse van diverse opslagsystemen voor vloeibare aardolieprodukten*

TEBODIN B.V. Den Haag in opdracht van Ministerie VROM, Reeks Bodembescherming no. 60, 's-Gravenhage, 1987.

1 Doelstelling methodiek

De risicobepaling met betrekking tot bodemverontreiniging door het vrijkomen van vloeibare aardolieprodukten heeft tot doel inzicht te verkrijgen in:

- de mogelijke oorzaken;
- de kans op lekkage;
- de omvang uitgedrukt in hoeveelheid weggelekte vloeistof.

2 Kenmerken methodiek

De volgende opslagsystemen worden beschouwd:

- ondergrondse tanks zonder kathodische bescherming in particuliere huishoudens;
- ondergrondse tanks bij bedrijven, waarbij rekening is gehouden met het onderhoudsregime, de omzet/inhoud verhouding, al dan niet aanwezig zijn van kathodische bescherming;
- ondergrondse tanks bij autotankstations waarbij rekening is gehouden met al dan niet aanwezig zijn van kathodische bescherming, plaats van de terugslagklep van de afleverpomp.
- bovengrondse tanks met bolle fronten;
- bovengrondse tanks met bodemplaat.

De methodiek geeft een overzicht van mogelijke oorzaken van bodemverontreiniging bij opslagsystemen, te weten:

- corrosie, inwendig en uitwendig;
- elektrische beïnvloeding;
- galvanisch contact;
- leidinglekkage;
- vulverliezen;
- morsverliezen;
- pomplekkage (autotank stations);
- vervangen filter (autotank stations).

Voor lekkage tengevolge van uitwendige corrosie van niet kathodisch beschermde (KB) tanks en van tanks waarvan de KB niet gecontroleerd wordt, alsmede voor lekkage door inwendige corrosie worden formules gegeven om de faalfrequentie te berekenen. Voor de andere oorzaken worden faalfrequenties gepresenteerd, die deels ontleend zijn aan de LPG-Integraalstudie.

Er zijn formules beschikbaar voor het schatten van de maximale diepte van de infiltratie en voor het benaderen van de maximale verbreiding van olie op de grondwater-spiegel. Hierbij wordt rekening gehouden met:

- doorlatendheid van de bodem;
- horizontale stroomsnelheid van grondwater;
- grondwaterstand en de variatie daarvan in de tijd;
- verspreiding van olieprodukten;
- verticale verspreiding (infiltratie);
- horizontale verspreiding.

In deze studie wordt volstaan met het schatten van de verspreiding van olie, omdat de relatieve doorlatendheid van de bodem momenteel onvoldoende nauwkeurig bekend is.

3 Uitkomsten

Van de onderscheiden systemen worden de berekende en geschatte waarden voor de faalfrequenties en de lekhoeveelheden per tank gerelateerd aan het aantal tanks. Als maat voor het risico wordt het produkt van de kans op lekkage en de omvang (hoeveelheid weggelekt produkt) gebruikt.

4 Relatie met TNO-inventarisatie

Er vanuit gaande dat de stofcategorie 'aardolieprodukten' een voldoende specifieke aanduiding is, kan de methodiek worden gekenschetst als stofspecifiek. Ook de aanduiding van de activiteiten is specifiek. De methodiek valt dus in categorie 8, en is geschikt voor toepassing bij van prioriteitenstelling en toetsing op maatregeleniveau.

Simms, D.L., and M.J. Beckett, *Contaminated land: Setting trigger concentrations*

The Science of the Total Environment 65 (1987) 121-134.

1 Doelstelling

In de door Simms en Beckett ontwikkelde methodiek wordt de toename bepaald van een van tevoren vastgestelde 'bio-indicator' (bijvoorbeeld de concentratie van een stof in het bloed, of de dagelijkse inname van een stof via het voedsel).

2 Kenmerken

De methodiek wordt toegepast voor een bepaalde stof. Er wordt geen onderscheid naar activiteiten gemaakt. Voorafgaand aan de berekeningen worden de belangrijkste blootstellingsroutes en de meest kwetsbare bevolkingsgroepen geschat.

3 Uitkomsten

Er worden geen kansen berekend. De gevolgen worden uitgedrukt in aantallen personen waarbij een grensconcentratie in het lichaam zal worden overschreden. (Eventueel hierbij genoemde percentages dienen niet als kansen te worden opgevat.) De maat voor het risico is de bio-indicator, en het berekende aantal personen dat (een nader te omschrijven) risico loopt.

4 Relatie met TNO-inventarisatie

De methodiek is kwantitatief, en berekent uitsluitend gevolgen. Aangezien alleen onderscheid wordt gemaakt naar stoffen valt de methodiek in categorie 6, en is van toepassing bij prioriteitstelling en toetsing in het beleidsvormende vlak.

DHV, Systematische prioriteitsstelling voor bodembedreigende activiteiten met stoffen in de nijverheid (concept)

DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV, maart 1986.

1 Doelstelling

Het onderzoek is gericht op prioriteitsstelling van bedrijfsgroepen op basis van 'de hoeveelheid schadelijke stoffen die gemiddeld per tijdseenheid door een categorie van bedrijven op het eigen terrein in de bodem wordt gebracht, gerelateerd aan de mate van schadelijkheid van die stoffen in de bodem'. De doelgroep is de nijverheid.

Het doel is driedelig:

1. Het ontwikkelen van een model voor de systematische prioriteitsstelling.
2. Het verzamelen van gegevens die voor de toepassing van het model nodig zijn.
3. Het daadwerkelijk stellen van prioriteiten met behulp van het model en de gegevens.

2 Kenmerken van de methodiek

Het model beschouwt een bedrijf als een eenheid waarbinnen zich een aantal produktstromen beweegt. Produkt is daarbij ruim opgevat: dit kunnen zowel grondstoffen, eindprodukten als afvalstoffen zijn. De aspecten die in het model een rol spelen zijn achtereenvolgens:

- met betrekking tot de aard van de bedrijfsgroep:
 - niveau milieuvoorzieningen (NV);
 - kwaliteit milieumanagement (KM);
 - kans op calamiteiten (C).
- met betrekking tot de gebruikte stoffen en de onderscheiden produktstromen:
 - de doorzet per jaar (Q);
 - de fractie van een stofklasse (F);
 - de bedrijfseconomische waarde (EW);
 - de wijze van opslag (O);
 - de wijze van intern transport en overslag (IT);
 - de emissiegevoeligheid van de toegepaste bewerking (EB);
 - de schadelijkheid (S);
 - de aggregatietoestand (A).

Voor de prioriteitstelling wordt een prioriteitsgetal bepaald door aggregatie (gewogen sommatie en/of vermenigvuldiging) van bovengenoemde parameters.

3 **Uitkomsten**

De prioriteitsstelling is gebaseerd op de relatieve schadelijkheid van de hoeveelheid stoffen die bij een *groep* bedrijven op het *eigen* terrein in de bodem geraakt. De eindscore wordt weergegeven als de logaritmische waarde van het berekende prioriteitsgetal. De eindscore is een relatieve, kwantitatieve uitdrukking voor de mate van bodembedreiging van een bepaalde bedrijfsgroep.

Voor de meeste parameters is de mate van onzekerheid aangegeven. Deze onzekerheden zijn bepalend voor de mate van betrouwbaarheid van de eindscores en daarmee bepalend voor de onzekerheden in de prioriteitsstelling.

Met name ten aanzien van de aspecten milieuvoorzieningen, milieumanagement, bedrijfseconomische waarde en bewerking, kunnen wijzigingen in de scores systematische verschuivingen in de eindscorelijst teweegbrengen.

Onzekerheden met betrekking tot de produktstroomgegevens zijn soms nauwelijks van invloed op de onzekerheidsmarge van de eindscore, namelijk als de betreffende produktstroom ten opzichte van andere produktstromen relatief laag scoort en daardoor vrijwel geen invloed heeft op de hoogte van de eindscore. Daarentegen zijn onzekerheden in de beoordeling van de parameters van de dominante produktstromen juist wel van invloed op de onzekerheidsmarge van de eindscore.

4 **Relatie met het TNO-inventarisatie project**

De methodiek maakt op basis van een (stof)classificatie onderscheid naar stoffen, en op basis van SBI-bedrijfsgroepen naar activiteit. Zowel kansen als gevolgen worden kwalitatief bepaald. Daarmee valt de methodiek in categorie 7, en is geschikt voor toepassing bij prioriteitstelling op maatregelenterrein.

K. Verschuieren, R. Kolkhuis Tanke (MICON), *Risico-indexen voor bodem- en grondwaterbedreigende stoffen*

MICON Milieuconsultants, rapportnr. 050153-4, Vught.

1 Doelstelling

Het opzetten van een eenduidig systeem om op consistente wijze het gevaar van organische stoffen *in* de bodem te beoordelen.

2 Kenmerken methodiek

De methodiek gaat uit van de berekening van een risico-index. De risico-index voor organische stoffen wordt gedefinieerd als het quotiënt van een potentieel effect tot een effect niveau. Het potentieel effect is evenredig met het produkt van blootstellingstijd (verblijftijd) en blootstellingsconcentratie.

Voor de berekening van het *potentieel effect* wordt rekening gehouden met een aantal factoren die blootstellingstijd en -concentratie beïnvloeden zoals:

- de biodegradatiesnelheid van stoffen in de bodem;
- de verdampingssnelheid;
- de percolatiesnelheid.

Risico-indexen hebben een relatieve waarde.

De methodiek gebruikt de volgende invoergegevens:

- biochemische zuurstofverbruik (BZV);
- vertragingsfactor voor de biodegradatiesnelheid van stoffen in de bodem in plaats van water (b-cor);
- wateroplosbaarheid (S);
- fractie organisch koolstof in de bodem (foc);
- constante van Henry (H);
- vertragingsfactor voor de geringere beschikbaarheid voor verdamping van stoffen uit de bodem in plaats van uit water;
- LD₅₀ (gehanteerd als effect-niveau);
- MAC (gehanteerd als effect-niveau).

Geen rekening wordt gehouden met:

- de hoeveelheid stof die in een bepaald gebied en periode in of op de bodem wordt gebracht;
- de grondwaterstand;
- ontstaan van metabolieten die mobieler, toxischer, resistenter etc. zijn.

3 Uitkomsten

De risico-bepaling geschiedt middels het berekenen van de risico-index, dit is het quotiënt van het potentieel effect en de effectniveaus LD₅₀ of MAC. Het effect-niveau kan als referentie beschouwd worden. Voor het effect-niveau worden LD₅₀ en MAC waarden gebruikt.

Het is een stofgerichte benadering, die met name is gebaseerd op de fysische en toxische eigenschappen van de stof. De risico-index heeft geen absolute maar een relatieve waarde. Indien de rangschikking door middel van de risico-index een 'hoge' score oplevert duidt dit op een relatief grote bedreiging. Bij een 'lage' score is verdere toetsing gewenst.

4 Relatie met het TNO-inventarisatie project

De methodiek onderscheidt stoffen maar geen activiteiten. Er worden wel gevolgen en geen kansen berekend. Daarmee valt de methodiek in categorie 6, en is toepasbaar bij prioriteitstelling en toetsing in het kader van de beleidsvorming.

RPC, Een methodiek voor de beoordeling van de risico's van grondwater- en bodembedreigende activiteiten in de provincie Zuid-Holland

Resources Planning Consultants B.V., Delft, februari 1988.

1 Doelstelling

Het opzetten van een systeem voor de vergelijking en kwantificering van de risico's van grondwater- en bodemverontreiniging en -verstoring op beleidsniveau. In deze inventarisatie wordt met name de invalshoek 'bodemverontreiniging' belicht. De methodiek voor locatieonafhankelijke beoordeling van risico's van bodembedreigende activiteiten is in het rapport uitgewerkt. Voor de locatieafhankelijke beoordeling van risico's van bodembedreigende activiteiten wordt een raamwerk gepresenteerd.

2 Kenmerken methodiek

Definities

Bodembedreigende activiteiten zijn maatschappelijke activiteiten die door lozing van stoffen en/of fysische ingrepen (onder andere delfstoffenwinning) kunnen leiden tot de verontreiniging en/of aantasting van de bodem.

Het *algemeen potentieel risico* van bepaalde activiteiten is een indicatie welke activiteiten, gekoppeld aan bepaalde stoffen, in bodembeschermingsgebieden in principe wel of niet dienen te worden toegestaan (prioriteitsstelling)

Het *specifiek potentieel risico* is gekoppeld aan de *hoeveelheid* stoffen die in deze activiteiten in een *bepaald gebied* omgaan. Toepassingsgebied: prioritering bij saneringsaanpak, beoordeling nieuw toe te laten activiteiten en kwantificeren van het effect van maatregelen op het risico. (N.B. hiervoor wordt alleen een raamwerk gepresenteerd dat niet verder is uitgewerkt in het rapport)

Beoordeling risico's

De kenmerken van de locatie-onafhankelijke beoordeling van potentiële risico's zijn:

1. Definiëring van activiteiten op basis van de SBI-code.
2. Vaststellen tot welke stofgroep(en) de contaminant(en) behoren.
3. Weging van de stoffeigenschappen:
 - waarbij op basis van de effectparameters mutageniteit en aquatische toxiciteit (als maatstaf gebruikt voor de ecotoxiciteit) aan stoffen een score wordt toegekend tussen 1 en 5 (mate van schadelijkheid voor de bodemecologie);
 - waarbij op basis van chemische en fysische eigenschappen (welke?) een score wordt toegekend tussen 1 en 5 voor wat betreft de mate van accumulatie.

4. Bepalen of voor bepaalde activiteiten de onderscheiden stoffen voorkomen als:
 - grondstoffen en productiehulpmiddelen;
 - afvalstoffen;
 - producten.

Er wordt van uitgegaan dat de mate van zorgvuldigheid waarmee met de hier genoemde categorieën van stoffen wordt omgegaan, verschilt. Er wordt een weegfactor aan toegekend.

Invoergegevens

- Bedrijfstak/activiteit aanduiding volgens SBI.
- Vrijkomende stoffen naar de bodem.
- Kennis van toepassing van de stof (grondstof/afvalstof/product).

Risicobepaling

Het risico wordt bepaald door vermenigvuldiging en gewogen sommatie van parameters zoals:

- schadelijkheidsscore bodemecosysteem;
- accumulatiescore;
- het al dan niet voorkomen als grondstof/productiehulpmiddel;
- het al dan niet voorkomen als afvalstof;
- het al dan niet voorkomen als product;
- het risicogewicht dat aan elk van deze categorieën wordt toegekend.

Geen invulling wordt gegeven aan:

- de hoeveelheid stof die in een bepaald gebied en periode in of op de bodem wordt gebracht;
- het bodemtype en bodemeigenschappen zoals doorlatendheid en het vermogen van bodemsoorten om bepaalde stoffen stofgroepen chemisch en/of fysisch te binden;
- het bodemgebruik;
- risico's van buiten het betreffende gebied die het totaal risico in het betrokken gebied beïnvloeden.

3 Uitkomsten

De *stofgerichte locatieonafhankelijke* risicobenadering levert een gewogen score per activiteit in een bepaald gebied die een indicatie geeft van de bodembedreigende potentie (resulteert in een globale prioriteitsstelling).

Ten aanzien van het vergelijken van risico's van bodemverontreiniging van binnen en buiten een bepaald gebied wordt gesteld dat:

- vergelijking van deze risico's dient te geschieden op basis van een absolute schaal;
- met de zeer beperkte nauwkeurigheid van de beschikbare gegevens kwantificering en vergelijking van risico's op basis van een absolute schaal nauwelijks mogelijk is.

4 Relatie met het TNO-inventarisatie project.

De methodiek maakt onderscheid naar stofgroepen en bedrijfstakken, en geeft een kwalitatieve indicatie van de gevolgen. Er worden geen kansen berekend. Afhankelijk van de mate van detail van de stofgroepering valt de methodiek in categorie 1 of 2, en is daarmee toepasbaar voor prioriteitstelling op beleidsvormend terrein.

Berg, R. van den, en J.M. Roels (RIVM), *Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten*

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, rapportnr. 725201007, Bilthoven, 1991. (ref. [19g]; zie ook [19a] t/m [19h])

1 Doelstelling

Door het RIVM is in opdracht van het Ministerie van VROM de technisch-wetenschappelijke onderbouwing van het technisch-inhoudelijke deel van de Leidraad Bodembescherming verzorgd [19a t/m h]. In dit kader is een methodiek ontwikkeld voor het vaststellen van humaan-toxicologische toetsingswaarden voor bodemkwaliteit (de zogenaamde 'C-waarden'). Tevens zijn in dit kader instrumenten ontwikkeld waarmee de actuele blootstelling en de bijbehorende kans op gezondheidsschade kunnen worden geschat.

2 Kenmerken

De C-waarden zijn het resultaat van een ontwikkeling die 1-2 jaar heeft geduurd. De rapporten 19a t/m 19h zijn hiervan de neerslag. In [19a] zijn voorstellen gepresenteerd voor ecotoxicologisch onderbouwde C-waarden. Deze waren voornamelijk gebaseerd op gegevens met betrekking tot de bodem-ecotoxiciteit. Later zijn deze waarden 'geijkt' aan aquatotoxiciteitsgegevens [19h]. In [19f] zijn voorstellen gedaan voor humaan-toxicologisch onderbouwde C-waarden. De basis hiervoor werd onder meer geleverd in [19c] en [19e]. In [19g] zijn de humaan- en de ecotoxicologisch onderbouwde C-waarden geïntegreerd. *(Het betreft hier overigens nog steeds voorstellen voor de C-waarden, die ter acceptatie aan het Ministerie van VROM zijn aangeboden.)*

De 'C-waarden' worden gebruikt als criterium om vast te stellen of een stof een 'ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu' als gevolg van bodemverontreiniging vormt [19f]. Wanneer dit het geval is, is er sprake van 'saneringsnoodzaak'

- Deze toetsing vindt plaats ter afsluiting van de eerste fase van het zogenaamd 'Nader Onderzoek' Bij overschrijding van de C-waarde treedt fase II van het Nader Onderzoek in werking, waarin de saneringsurgentie wordt vastgesteld en op basis waarvan de prioriteitstelling plaatsvindt. Het Nader Onderzoek maakt deel uit van de totale keten van onderzoek in het kader van de bodemsanering, bestaande uit Oriënterend Onderzoek, Nader Onderzoek en Saneringsonderzoek.

Het begrip 'ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu' valt in twee delen uiteen:

1. *Ernstig gevaar voor het milieu* is gedefinieerd als 'het plaatsvinden (of dreigen plaats te vinden) van onomkeerbare en onherstelbare schade aan de soortensamenstelling'. Onomkeerbare en onherstelbare schade is gekwantificeerd als die schade waarbij 50% van de soorten in een systeem nadelige effecten ondervindt door de aanwezigheid van een of meer verontreinigende stoffen in concentraties boven de NOEC voor de betreffende soort(en) [19a,g].

Hoe ernstig de nadelige effecten zijn kan per soort sterk variëren. Ook de bodemeigenschappen zijn van invloed op het beschikbaar zijn van stoffen en dus op het risico.

2. *Ernstig gevaar voor de volksgezondheid* wordt gesplitst in gevaar door genotoxische carcinogenen enerzijds, en door niet-genotoxische carcinogenen en niet-carcinogenen anderzijds.
 - De advieswaarde voor genotoxische carcinogenen gaat uit van het zogenaamde 'one-hit-model', dat wil zeggen dat aangenomen wordt dat er geen drempelwaarde voor deze stoffen bestaat. Als criterium is gekozen voor overschrijding van het maximaal toelaatbare risico; in de notitie 'Omgaan met risico's' [20] is dit niveau gesteld op die hoeveelheid stof die 1 extra kanker geval per 10000 ($1:10^4$) levenslang blootgestelde individuen zal veroorzaken. (Afhankelijk van de wijze van blootstelling, oraal respectievelijk inhalatoir, wordt gerekend in mg/kg lichaamsgewicht respectievelijk mg/m³ ingeademde lucht.) De betreffende dosis respectievelijk concentratie wordt bij voorkeur geschat op basis van humaan-epidemiologische gegevens; wanneer deze ontbreken kan gebruik worden gemaakt van chronische carcinogeniteitsstudies met proefdieren [19g].
 - Ook voor de niet-genotoxische carcinogenen en niet-carcinogene stoffen is als criterium gekozen voor overschrijding van het maximaal toelaatbare risico; in de notitie 'Omgaan met risico's' [20] is dit niveau gesteld op dat van de TDI, de toxicologische toelaatbare dagelijkse inname. Deze is gedefinieerd als die hoeveelheid van een stof die gedurende het hele leven dagelijks door de mens kan worden ingenomen zonder dat schadelijke gevolgen voor de gezondheid te verwachten zijn. De TDI heeft betrekking op orale blootstelling (mg/kg lichaamsgewicht). Voor vluchtige stoffen wordt de TCL (toxicologisch toelaatbare concentratie in lucht) gebruikt; deze is vergelijkbaar met de TDI [19g]. De TDI wordt afgeleid van de NOAEL ('no observed adverse effect level') of, indien geen NOAEL beschikbaar is, de LOAEL ('lowest observed adverse effect level') door middel van veiligheidsfactoren [19g]. In de meeste gevallen wordt een factor 10 toegepast voor de intraspecies-variatie (gevoeligheid binnen de soort) en een factor 10 voor de inter-species-variatie (gevoeligheid tussen proefdier en mens). Naarmate de kwaliteit van de gegevens slechter is, kunnen extra veiligheidsfactoren worden toegepast.

Om overschatting van de veiligheidsfactoren te voorkomen, is door Vermeire *et al.* de parameter N geïntroduceerd; deze kan de volgende waarden aannemen:

- bij humane gegevens: $N = 1$;
- veiligheidsfactor ≤ 250 : $N = 2$;
- $250 \leq \text{veiligheidsfactor} < 1000$: $N = 3$;
- veiligheidsfactor > 1000 : $N = 4$.

Het interventieniveau (= de C-waarde) wordt berekend als produkt van de NOAEL, de veiligheidsfactor(en) en de parameter N.

Bij het ontwikkelen van de geïntegreerde C-waarden is rekening gehouden met onder meer de verdeling over de grondfase en de waterfase (grond/water-partitie), met de toxiciteit voor grondwaterorganismen, met drinkwater-leidingpermeatie en drinkwa-ternormen, en met de invloed van het diepere grondwater. De resultaten zijn getoetst aan de milieukwaliteits-doelstellingen van VROM zoals geformuleerd in de betreffende Notitie [20]. De voorgestelde C-waarden zijn bodemtype-afhankelijk [19g]. Tevens worden in [19g] voorstellen gedaan voor een eerste benadering van gecombineerde blootstelling. Hierbij wordt geen onderscheid gemaakt tussen mens en overige organismen; de stoffen worden ingedeeld in groepen met vergelijkbare fysisch-chemische eigenschappen.

Naast voorstellen voor geïntegreerde C-waarden levert Van den Berg [19g] een methode om de actuele blootstelling aan bodemverontreiniging te bepalen. Deze methode is analoog aan bijvoorbeeld HESP [8], en berekent uitgaande van een bepaalde concentratie in de bodem, op basis van de belangrijkste routes waarlangs de mens wordt blootgesteld.

3 Uitkomsten

De resultaten van het deel van de methodiek dat betrekking heeft op het vaststellen van de C-waarden, wordt gevormd door diezelfde C-waarden. Dit zijn grenswaarden, die op zichzelf geen aanwijzing vormen voor het risico van een bepaalde activiteit.

- Het deel waarin de actuele blootstelling wordt berekend geeft een inschatting van het risico in termen van: (voor de mens:) de 'levenslanggemiddelde dagelijkse blootstelling' in mg/kg/dag, berekend op basis van de totale dagelijkse blootstelling van een volwassene en de totale dagelijkse blootstelling van een kind;
- (voor het milieu:) het percentage van de soorten waarbij nadelige effecten kunnen optreden (overschrijding van de NOEC).

4 Relatie met TNO-inventarisatie

Het vaststellen van een C-waarde is een stofspecifieke methode; er wordt geen onderscheid gemaakt tussen activiteiten. Gevolgberekeningen vinden impliciet plaats. De maat voor het risico is voor het milieu het percentage beschermde soorten, en voor de mens het aantal extra gevallen van kanker dan wel de grenswaarde voor het optreden van nadelige effecten (NOAEL). Er worden geen kansen berekend. De methodiek valt in categorie 6, en is toepasbaar bij prioriteitstelling en toetsing in het kader van beleidsvorming.

Bijlage 2

INVENTARISATIE VAN
METHODIEKEN VOOR DE RISICOANALYSE
VAN BODEMBEDREIGENDE ACTIVITEITEN

Rijksinstituut voor
Volksgezondheid en Milieuhygiëne,
Laboratorium voor Afvalstoffen en Emissies

Resources Planning Consultants B.V.
Postbus 438, 2600 AK Delft

oktober 1990

INHOUDSOPGAVE		pagina
INHOUDSOPGAVE		2
1.	INLEIDING, DOELSTELLING EN AFBAKENING	3
1.1	Inleiding	3
1.2	Doelstelling en afbakening van het project	4
2.	WERKWIJZE	5
3.	INVENTARISATIE INFORMATIEBEHOEFTE	6
3.1	Beslisveld 1: prioriteitenstelling op beleidsvormingsniveau	9
3.2	Beslisveld 2: prioriteitenstelling op maatregeleniveau	10
3.3	Beslisveld 3: toetsing op beleidsvormingsniveau	11
3.4	Beslisveld 4: toetsing op maatregelen-niveau	12
3.5	Randvoorwaarden aan methoden van risicoanalyse	13

1. INLEIDING, DOELSTELLING EN AFBAKENING

1.1 INLEIDING

De aard en de omvang van de bodemverontreiniging in Nederland en de milieuhygiënische consequenties van deze verontreinigingen maken duidelijk dat niet alleen aandacht moet worden besteed aan de sanering van reeds bestaande bodemverontreinigingen maar dat tevens met hoge prioriteit aan de preventie van nieuwe verontreinigingen moet worden gewerkt. Het preventief gerichte bodembeschermingsbeleid moet duidelijke prioriteiten stellen om met beperkte middelen en op zo kort mogelijke termijn gerichte, efficiënte en effectieve maatregelen te kunnen voorbereiden en treffen.

De beoordeling van risico's voor bodemverontreiniging neemt in het bodembeschermingsbeleid een centrale plaats in; het gaat daarbij immers om de inschatting van twee factoren: de kans van het optreden van verontreinigingen en de schadelijke effecten van deze verontreinigingen.

Er bestaat derhalve bij een aantal doelgroepen grote behoefte aan methodieken die geschikt zijn om de risico's van bodembedreigende activiteiten met elkaar te kunnen vergelijken en te kwantificeren. Dit is ondermeer gebleken uit:

- * Een behoeftepeiling bij de rijksoverheid, inspecties, provincies, gemeenten en bedrijven t.b.v. de opzet van een bodemexpertisenetwerk;
- * De in het kader van het speerpuntprogramma bodemonderzoek door RPC in opdracht van het RIVM uitgevoerde studie "Inventarisatie van technische voorzieningen en beheersmaatregelen voor bodembescherming".

Geconstateerd wordt dat voor de risicoanalyse (RA) van bodembedreigende activiteiten een aantal verschillende benaderingen mogelijk zijn, dat echter een zeer beperkt aantal van deze methodieken praktisch toepasbaar is. Tegelijk wordt geconstateerd dat met de huidige stand van kennis op dit gebied geen directe aansluiting bestaat tussen de methodieken van risicoanalyse en de beleidsvorming inzake bodem-bescherming.

1.2 DOELSTELLING EN AFBAKENING VAN HET PROJECT

Doelstelling

De hoofddoelstelling van dit project kan als volgt worden geformuleerd:
Een inventarisatie en de toepassingsgerichte beoordeling van de methoden van risicoanalyse voor bodemverontreinigende activiteiten.

Een dergelijke beoordeling van (de geschiktheid van) methoden moet rekening houden met het feit dat risicoanalyses door verschillende categorieën van gebruikers (Rijk, provincies, gemeenten, Inspecties, bedrijfsleven enz.) met verschillende invalshoeken worden toegepast om beleidsbeslissingen op verschillende niveaus voor te bereiden en te nemen. Deze categorieën van gebruikers passen risicoanalyses op uiteenlopende manieren toe en stellen derhalve sterk uiteenlopende eisen aan de gebruikte methoden.

Afbakening

In een workshop met potentiële gebruikers van methoden van risicoanalyse voor bodembedreigende activiteiten (zie bijlage 1) zijn een aantal punten gedefinieerd voor de afbakening van het project:

1. De methoden van risicoanalyses in dit project hebben uitsluitend betrekking op bodembedreigende activiteiten boven het maaiveld. Dit betekent onder meer dat bijvoorbeeld reeds aanwezige bodemverontreinigingen en problematiek van waterbodems buiten het kader van dit project vallen.
2. De hoofddoelgroep in dit project is de overheid. Binnen de overheid worden de volgende subdoelgroepen onderscheiden:
 - * Rijk
 - * Provincie
 - * Gemeente
 - * Inspectie

Andere doelgroepen worden in dit project voorlopig niet betrokken. Afhankelijk van de (tussen)resultaten van het onderzoek kan het bedrijfsleven in een later stadium worden ingeschakeld.

2. WERKWIJZE

De werkzaamheden voor de invulling van de onder hoofdstuk 1 genoemde doelstellingen van het project kunnen in een aantal stappen worden onderverdeeld:

- Stap 1. **Identificatie van categorieën van gebruikers**
Het identificeren van de relevante categorieën van gebruikers die risicoanalyses toepassen voor het voorbereiden, onderbouwen en nemen van (beleids)beslissingen.
- Stap 2. **Analyse van de informatiebehoefte**
Het analyseren van de informatiebehoefte van de categorieën van gebruikers. Bij deze analyse wordt de informatiebehoefte van deze categorieën van gebruikers ingedeeld in een aantal beslisvelden.
- Stap 3. **Samenstelling pakket van eisen**
Het vertalen van het behoefteprofiel van de verschillende verbruikerscategorieën per beslisveld naar een pakket van eisen waaraan in de praktijk bruikbare methoden van risicoanalyse moeten voldoen.
- Stap 4. **Formuleren van de randvoorwaarden**
Het pakket van eisen wordt aangevuld met een aantal randvoorwaarden die veilig moeten stellen dat de toe te passen methoden wetenschappelijk goed onderbouwd en inhoudelijk consistent zijn en dat de methoden in de praktijk toepasbaar zijn met de in de relevante situaties beschikbare gegevens. Met andere woorden, de gegevensbehoefte van deze methoden moet in de praktijk in te vullen zijn.
- Stap 5. **Ontwikkeling van criteria**
Het ontwikkelen van criteria die gebruikt zullen worden bij de systematische indeling en de beoordeling van de geschiktheid van de methoden voor de kwantificering van de risico's van bodemverontreiniging.
- Stap 6. **Inventarisatie methoden van risicoanalyse**
Het inventariseren, systematisch verzamelen en verwerken van informatie over de beschikbare methoden van risicoanalyse voor bodembedreigende activiteiten.
- Stap 7. **Analyse, conclusies en aanbevelingen**
Het analyseren van de beschikbare informatie en het beoordelen van de methoden voor risicoanalyse tegen de achtergrond van de ontwikkelde criteria. Het formuleren van bevindingen, conclusies en aanbevelingen.

3. INVENTARISATIE INFORMATIEBEHOEFTE

Gebruikers stellen een aantal functionele eisen aan een methodiek voor de risicoanalyse voor bodemverontreinigende activiteiten. Daarnaast is vooral belangrijk dat een methodiek aansluit bij de informatiebehoefte van gebruikers, d.w.z. dat een methodiek die informatie oplevert die nodig is om de problemen van een gebruiker op te lossen.

Voor de inventarisatie van de informatiebehoefte en van de eisen die aan de methoden van risicoanalyse moeten worden gesteld, is in september 1990 een workshop georganiseerd. Aan deze workshop hebben mensen deelgenomen uit de verschillende doelgroepen en met kennis van of een zekere affiniteit tot bodembescherming en/of risicoanalyses. Een volledige lijst van deelnemers is opgenomen in bijlage 1. De werkwijze in de workshop was als volgt:

Allereerst is aan de deelnemers de vraag gesteld voor welke toepassingen (activiteiten of soorten beslissingen) zij risicoanalyse voor bodembedreigende activiteiten gebruiken. De antwoorden zijn verzameld, overlappingsen en onduidelijkheden zijn in een discussie eruit gehaald. Bij een analyse van de resultaten van deze inventarisatie is geconstateerd dat deze toepassingen op beleidsniveau in twee categorieën kunnen worden ingedeeld. Daarnaast kunnen de toepassingen, onafhankelijk van de indeling op beleidsniveau, in twee soorten gebruik worden ingedeeld:

- a. **Beleidsniveau: Beleidsvormingsniveau versus maatregeleniveau**
Op beleidsvormingsniveau wordt RA gebruikt om plannen op te zetten en te toetsen of richtlijnen en voorschriften op te zetten. Op maatregeleniveau wordt RA bijvoorbeeld gebruikt om na te gaan of bepaalde maatregelen voldoende risicoreductie opleveren.
- b. **Soort gebruik: Prioriteitenstelling versus toetsing**
Indien RA gebruikt wordt voor de prioriteitenstelling gaat het primair om een beoordeling van verschillende aspecten die uitmondt in een rangorde. Een dergelijke rangorde geeft bijvoorbeeld aan welke van een aantal bodembedreigende activiteiten een hoger risico oplevert dan andere.
Bij het gebruik van RA voor toetsing wordt een bepaalde situatie kwantitatief getoetst aan normen of richtwaarden.

Met deze twee indelingen zijn de geïnventariseerde toepassingen (activiteiten en soorten beslissingen) ingedeeld in vier verschillende beslisvelden, namelijk:

1. **Prioriteitenstelling op beleidsvormingsniveau**
In dit beslisveld wordt RA gebruikt bij het formuleren en implementeren van beleid en de daarvoor noodzakelijke prioriteitenstelling op beleidsniveau.
2. **Prioriteitenstelling op maatregeleniveau**
In dit beslisveld wordt RA gebruikt voor het vergelijken en selecteren van gestandaardiseerde maatregelen of combinaties van maatregelen, zoals bijvoorbeeld wordt aangegeven in regelgeving (AMvB's, richtlijnen). Dit gebeurt door het rangschikken of prioriteren van maatregelen.
3. **Toetsing op beleidvormingsniveau**
In dit beslisveld wordt RA gebruikt voor het op beleidsvormingsniveau toetsen van bedrijfstakken, lokaties of bedrijven aan normen of richtwaarden die gesteld zijn ter bescherming van de bodem.
4. **Toetsing op maatregeleniveau**
In dit beslisveld wordt RA gebruikt voor het op beleidsuitvoeringsniveau toetsen van concrete maatregelen of pakketten van maatregelen aan normen of richtwaarden die gesteld zijn ter bescherming van de bodem.

Deze indeling in vier beslisvelden is schematisch weergegeven in onderstaand figuur. In totaal zijn in de workshop 26 verschillende toepassingen (activiteiten en soorten beslissingen) door de deelnemers geïdentificeerd. De verdeling daarvan over de vier beslisvelden is eveneens aangegeven in dit schema.

	Prioriteiten	Toetsing
Beleids- vormings- niveau	1. (7)	3. (2)
Maat- regelen- niveau	2. (9)	4. (9)

Legenda:

3. = nummer van het beslisveld

(7) = aantal activiteiten

Figuur 1: Indeling van de 26 geïnventariseerde toepassingen in vier beslisvelden.

Deze vier beslisvelden kunnen gerelateerd worden aan de vier genoemde categorieën van gebruikers. Dit is gebeurt in een globale afweging in welk beslisveld welke gebruikerscategorie een bepaalde behoefte heeft aan methoden voor de risicoanalyse voor bodembedreigende activiteiten. In de navolgende figuur wordt deze relatie weergegeven.

		Prior.	Toets.
Rijksoverheid:	Beleidsvorm. Niveau		
	Maatregelen Niveau		
Provinciale overheid:	Beleidsvorm. Niveau		
	Maatregelen Niveau		
Gemeentelijke overheid:	Beleidsvorm. Niveau		
	Maatregelen Niveau		
Inspecties:	Beleidsvorm. Niveau		
	Maatregelen Niveau		

Legenda :

Heel duidelijke behoefte

Behoeft e geconstateerd

Geen (duidelijke) behoefte

Prior. = Prioriteitenstelling

Toets. = Toetsing

Tabel 1: Indicatie van de relatieve betekenis van de vier beslisvelden voor de verschillende doelgroepen

In de paragrafen 3.1 t/m 3.4 wordt nader ingegaan op de vier beslisvelden. Per beslisveld worden de toepassingen in kaart gebracht. Daarnaast wordt aangegeven welke eisen volgens de deelnemers aan de workshop gesteld moeten worden aan methodieken van risicoanalyse.

3.1 BESLISVELD 1: PRIORITEITENSTELLING OP BELEIDSVORMINGSNIVEAU

Voor het beslismeld "prioriteitenstelling op beleidsvormingsniveau" zijn door de deelnemers aan de workshop 7 toepassingen gedefinieerd. De per toepassing geformuleerde eisen, waaraan de methode van RA dient te voldoen, zijn in onderstaand overzicht samengevat.

Toepassingen:	Eisen aan de methodiek van RA
1 Beleidsharmonisatie	Geen directe eisen geformuleerd. Beleidsharmonisatie kan worden bereikt door afspraken en consensus over toe te passen methodieken van risicoanalyse.
2 Prioritering bij beleidsvorming	Een categorie-indeling van activiteiten/industrieën op basis van ecologische functie, drinkwater-, draagfunctie e.d. moet mogelijk zijn, waarbij: - eisen worden gesteld aan alle onderdelen van deze categorie-indeling - het resultaat een prioriteringslijst van activiteiten/industrieën is. De effecten van risicoemissies op korte en lange termijn op milieu en de functies moeten worden ingeschat.
3 Vergelijken van verschillende scenarios	Relevante oorzaak-gevolg relaties moeten worden geïdentificeerd De omvang van de emissies naar de bodem moeten worden vastgesteld of ingeschat Het moet mogelijk zijn om het al dan niet omkeerbaar zijn van maatregelen en effecten mee te nemen
4 Zonering binnen gebieden en	De risicodifferentiatie naar bodemfunctie moet mogelijk zijn
5 selectie van gebieden	De methode van risicoanalyse moet snel toepasbaar zijn en een niet te dure rekentechniek vergen
6 Locatiekeuze voor bepaalde activiteiten	De kansschatting van incidenten moet plaatsvinden zoals dat bij externe veiligheid gebeurt. Een globale analyse moet onafhankelijk zijn van details van de activiteiten Het bodemgebruik moet in de vorm van een cijfermatige beoordeling beschikbaar zijn of eenvoudig kunnen worden gegenereerd
7 Beoordeling van een plan voor Ruimtelijke Ordening	Een categorie-indeling van activiteiten naar bodemfuncties moet mogelijk zijn De bodemfuncties moeten in de vorm van een cijfermatige beoordeling beschikbaar zijn of eenvoudig kunnen worden gegenereerd.

3.2 BESLISVELD 2: PRIORITEITESTELLING OP MAATREGELEN-NIVEAU

Voor het beslisveld "prioriteitenstelling op maatregelniveau" zijn door de deelnemers aan de workshop 9 toepassingen gedefinieerd. De per toepassing geformuleerde eisen, waaraan de methode van RA dient te voldoen, zijn in onderstaand overzicht samengevat. Een verschil met het vorige beslisveld is dat geen relatie is gelegd tussen afzonderlijke toepassingen en bepaalde eisen aan de methodiek van RA. Alle geformuleerde eisen gelden voor alle toepassingen.

Toepassingen:

-
- | | |
|----|--|
| 1. | beleidsharmonisatie |
| 2. | beoordeling van een vergunning d.m.v. een MER |
| 3. | prioriteitstelling van maatregelen |
| 4. | optimalisaren van risicobeoordeling |
| 5. | de effectiviteit van maatregelen vaststellen |
| 6. | het afwegen van voorzieningen |
| 7. | het onderbouwen van voorzieningen |
| 8. | instrument ondernemers/verzekeringen |
| 9. | het vergelijken van maatregelen onderling of t.o.v. een bepaald beschermingsniveau |
-

Eisen aan de methodiek van RA

-
- | | |
|---|---|
| * | identificatie van de bron van emissie |
| * | kwantificering van de bronnen |
| * | identificatie van het meest waarschijnlijke pad van verspreiding |
| * | identificatie van de bedreigde objecten door de emissie |
| * | classificatie van de bedreigde objecten |
| * | identificatie van de mogelijke risicoreducerende maatregelen |
| * | het vaststellen van een meetlat om de maatregelen aan te toetsen |
| * | het aanbrengen van orde in de maatregelen m.b.v. de beoordeling van de relatieve waarde of m.b.v. een meetlat |
-

3.3 BESLISVELD 3: TOETSING OP BELEIDSVORMINGSNIVEAU

Voor het beslisveld "toetsing op beleidsvormingsniveau" zijn twee toepassingen in kaart gebracht. Deze toepassingen geven als ware de informatiebehoefte weer. Er is voor dit beslisveld maar één specifieke activiteit geïdentificeerd, namelijk afvalberging. Deze toepassing kan met onderdelen van de drie overige beslisvelden worden gedekt. De andere toepassing, beleidsharmonisatie, heeft betrekking op alle vier beslisvelden en is afhankelijk van afstemming en consensus. Mede omdat dit beslisveld in de workshop niet aan de orde is geweest, worden er geen specifieke eisen gesteld aan de methode van risicoanalyse op het gebied van beleidsharmonisatie.

Toepassingen:	Eisen aan de methodiek van RA
1 Beleidsharmonisatie	Geen directe eisen geformuleerd. Beleidsharmonisatie kan worden bereikt door afspraken en consensus over toe te passen methodieken van risicoanalyse.
2 afvalberging	Hieraan zijn in de workshop geen eisen gesteld.

3.4 BESLISVELD 4: TOETSING OP MAATREGELEN-NIVEAU

Voor het beslisveld "toetsing op maatregelenniveau" is een aantal toepassingen in kaart gebracht. Deze toepassingen geven als het ware de informatiebehoefte weer. Bij het opstellen van de eisen voor de toepassingen in dit beslisveld, is het beslisveld in zijn geheel gezien. Dientengevolge zijn de geformuleerde eisen, waaraan de methode van risicoanalyse dient te voldoen, voor alle toepassingen, behalve beleidsharmonisatie, bedoeld.

Toepassingen:

- | | |
|----|--|
| 1. | beleidsharmonisatie |
| 2. | bedrijfsvestiging |
| 3. | vergunningverlening toetsing |
| 4. | objecten met een verhoogd risico |
| 5. | rijdende installatie |
| 6. | eenduidigheid vergunningen moet groter worden. |
| 7. | absolute risico-analyse voor vergunningen |
| 8. | onderbouwing van voorzieningen |
| 9. | instrument voor ondernemers en verzekeringen |
-

Eisen aan de methodiek van RA

- | | |
|---|---|
| * | De emissie wordt als meetlat aangehouden (geen immissiemeetlat door gebrek aan gegevens, hoewel die er wel bij zou moeten zitten) |
| * | Emissies moeten meetbaar zijn |
| * | Emissies worden als een belasting voor het milieu beschouwd |
| * | Structurele emissie moeten gescheiden gezien worden van de emissies ten gevolge van calamiteiten |
| * | Methode van risicoanalyse moet hanteerbaar zijn, d.w.z. gebruikersvriendelijk, ook in grote gemeenten. |
| * | De methode van risicoanalyse moet inzichtelijk zijn en de onzekerheid aangeven in de berekening. |
| * | De berekening moet controleerbaar zijn. |
| * | De resultaten moeten reproduceerbaar zijn |
| * | flexibiliteit in de bedrijfsaanpassing |
-

3.5 RANDVOORWAARDEN AAN METHODEN VAN RISICOANALYSE

In de vorige paragrafen is na inventarisatie tijdens de workshop per beslisveld een aantal eisen geformuleerd dat gesteld wordt aan methodieken voor de risicoanalyse van bodembedreigende activiteiten. Naast deze eisen wordt hier een aantal randvoorwaarden geformuleerd waaraan de methodieken van risicoanalyse dienen te voldoen:

1. De toe te passen methoden voor risicoanalyse van bodembedreigende activiteiten dienen wetenschappelijk goed onderbouwd te zijn.
2. De toe te passen methoden voor risicoanalyse van bodembedreigende activiteiten dienen inhoudelijk consistent te zijn.
3. De methoden voor risicoanalyse van bodembedreigende activiteiten dienen in de praktijk toepasbaar te zijn met de in de relevante situaties beschikbare gegevens. Met andere woorden de gegevensbehoefte van deze methoden moet in de praktijk in te vullen zijn.

Uit de combinatie van eisen en randvoorwaarden zullen in het volgende hoofdstuk criteria worden ontwikkeld ten behoeve van de indeling en de beoordeling van de methoden voor risicoanalyse van bodembedreigende activiteiten.