



**RISICOBEOORDELING BIJ BODEMVERONTREINIGING:  
INVENTARISATIE VAN KNELPUNTEN EN OPLOSSINGSRICHTINGEN**

**A.G. Nijhof**

**RAPPORTEN PROGRAMMA GEÏNTEGREERD BODEMONDERZOEK**

**DEEL 4**



**Gegevens:**

Risicobeoordeling bij bodemverontreiniging: inventarisatie van knelpunten en oplossingsrichtingen/ A.G. Nijhof - Wageningen: Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek (Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek; deel 4) ISBN 90-73270-19-7, 56 blz, 4 bijlagen.

**Trefwoorden:**

bodemonderzoek, bodemverontreiniging, risicobeoordeling

**Verantwoording:**

Deze verkennende studie is uitgevoerd in het kader van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek met het doel de huidige stand van kennis samen te vatten, knelpunten aan te geven en de onderzoeksbehoefte te peilen.

De studie is een uitwerking van 25 interviews met deskundigen uit het veld van de risicobeoordeling van bodemverontreiniging, werkzaam bij verschillende overheden, gezondheidsorganisaties, adviesbureaus en onderzoeksinstituten. De studie gaat in op de technische, beleidsmatige, organisatorische en communicatieve knelpunten die bij de ontwikkeling en toepassing van risico-beoordeling worden ervaren en op mogelijke oplossingsrichtingen en vervolgactiviteiten om hierin tegemoet te komen. Tenslotte wordt ingegaan op de resultaten van een workshop, die naar aanleiding van de uitkomsten van de interviews is gehouden. Het rapport is verkrijgbaar bij het Programmabureau in Wageningen à f 40, = . Van het rapport verschijnt tevens een Engelse vertaling.

**Dankwoord:**

De leiding van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek dankt al diegenen, die hun deskundigheid en tijd beschikbaar hebben gesteld voor het welslagen van dit project door hun deelname aan de interviews en de workshop. Op ir Th. Edelman (Provincie Gelderland), Prof dr N.M. van Straalen (VUA) en ir R. van den Berg (RIVM) werd een extra beroep gedaan in verband met de begeleiding van het project namens de Programmacommissie Geïntegreerd Bodemonderzoek. Tenslotte werd het project in goed overleg en voortvarend uitgevoerd door mevrouw ir A.G. Nijhof (Tauw Milieu bv).

**Projectuitvoering:**

Tauw Milieu bv Adviesbureau, Handelskade 11, Postbus 133, 7400 AC Deventer; telefoon 0570-699111, telefax 0570-699666.

Projectleiding: mw ir A.G. Nijhof

Rapportnummer: 3473503.R02/AGN, juli 1996.

© 1996. Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek. Postbus 37, NL-6700 AA Wageningen; telefoon 0317-484170, telefax 0317-485051.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm, elektronisch of op geluidsband of op welke andere wijze ook en evenmin in een retrieval system worden opgeslagen zonder voorafgaande, schriftelijke toestemming van het programmabureau van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek.

tekstverwerking : Tauw Milieu bv  
omslag : Ernst van Cleef  
druk : Grafisch Service Centrum Van Gils bv, Wageningen



<b>INHOUDSOPGAVE</b>		<b>Pagina</b>
	<b>SAMENVATTING</b>	
1	<b>INLEIDING</b> . . . . .	1
2	<b>RISICOBEOORDELING BIJ BODEMVERONTREINIGING</b> . . . . .	3
	2.1 Definities . . . . .	3
	2.2 De rol van risicobeoordeling bij bodemverontreiniging . . . . .	4
	2.3 Conceptuele benadering van risicobeoordeling . . . . .	5
	2.4 Gefaseerde aanpak . . . . .	6
	2.5 Expertisegebieden . . . . .	6
3	<b>TECHNISCHE KNELPUNTEN</b> . . . . .	11
	3.1 Humaantoxicologische risicobeoordeling . . . . .	11
	3.1.1 Interpretatie van bodemonderzoeksgegevens. . . . .	11
	3.1.2 Transformatie van bodem- (en compartiment) gegevens naar blootstellingsschatting . . . . .	13
	3.1.3 Interpretatie van blootstellingsschatting . . . . .	16
	3.2 Ecotoxicologische risicobeoordeling . . . . .	19
	3.3 Verspreiding . . . . .	21
4	<b>BELEIDSMATIGE KNELPUNTEN</b> . . . . .	23
	4.1 Humaantoxicologische beoordeling . . . . .	23
	4.2 Ecotoxicologische risico's . . . . .	25
	4.3 Verspreidingsrisico . . . . .	27
5	<b>ORGANISATORISCHE KNELPUNTEN</b> . . . . .	29
	5.1 De rolverdeling . . . . .	29
	5.2 Kwaliteitsborging . . . . .	30
	5.3 Kennisuitwisseling . . . . .	30
	5.4 Actief bodembeheer . . . . .	30
6	<b>COMMUNICATIEVIE KNELPUNTEN</b> . . . . .	31
	6.1 Communicatie tussen deskundigen . . . . .	31
	6.2 Communicatie tussen deskundigen en niet-deskundigen . . . . .	32
7	<b>OPLOSSINGSRICHTINGEN EN VERVOLGACTIES</b> . . . . .	35
	7.1 Oplossingen voor technische knelpunten . . . . .	35
	7.2 Oplossingen voor beleidsmatige knelpunten . . . . .	37
	7.3 Oplossingen voor organisatorische knelpunten . . . . .	37
	7.4 Oplossingen voor communicatieve knelpunten . . . . .	38
8	<b>RESULTATEN VAN DE WORKSHOP VAN 19 JUNI 1996</b> . . . . .	39
	8.1 Subgroep 1: Technische knelpunten, waarvoor nader onderzoek en afstemming van onderzoek noodzakelijk zijn . . . . .	40
	8.2 Subgroep 2: Conceptuele knelpunten, waarvoor afstemming tussen verschillende beslisniveaus plaats moet vinden . . . . .	43
	8.3 Subgroep 3: Communicatieve en organisatorische knelpunten . . . . .	45



BIJLAGE 1. INTERVIEW DOCUMENT .....	47
BIJLAGE 2. GERAADPLEEGDE PERSONEN .....	53
BIJLAGE 3. OPZET VAN DE DISCUSSIE IN SUBGROEPEN .....	55
BIJLAGE 4. AFKORTINGEN .....	59

FIGUREN

1	Historische en toekomstige 'bronnen' .....	2
2	Betrokken partijen om de tafel van de risicobeoordeling .....	8
3	Statische invoer versus dynamische werkelijkheid .....	12
4	Vraagstukken met betrekking tot stofgedrag en toxicologie van stoffen en mengsels .....	15
5	Misinterpretatie van normen en conflicterende beoordelingskaders	18
6	Spanningsveld: Standaardisatie versus specialisatie .....	24
7	Saneringsmaatregelen tot onder MTR-niveau en standstill principe	28
8	Communicatie tussen deskundigen en niet-deskundigen .....	34



## SAMENVATTING

In het kader van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek zijn knelpunten geïnventariseerd die in de huidige praktijk van het beoordelen van risico's van bodemverontreiniging bestaan. Hiertoe is een aantal gesprekken gevoerd met verschillende partijen die zich met dit onderwerp bezig houden.

Alhoewel het aandachtsgebied van deze studie zich op voorhand niet beperkt heeft tot landbodems (en daarbinnen tot de toepassing van de urgentiesystematiek) zijn veel van de beschreven knelpunten duidelijk vanuit dit perspectief ingevuld. Ofschoon de intentie binnen het milieubeleid bestaat om onderzoek en aanpak van bodem- en waterbodemverontreiniging te harmoniseren is gebleken dat op het gebied van 'risicobeoordeling' aanzienlijke verschillen bestaan in conceptuele benadering, invulling van risicobeoordeling en risicobeheersing en de hieruit voortvloeiende aandachtsgebieden. De geringe uitwisseling van kennis en ervaring tussen de deskundigen in 'waterbodemland' en 'droge-bodemland' is wellicht een van de belangrijkste knelpunten in het optimaal gebruik maken van de aanwezige expertise op het gebied van risicobeoordeling in Nederland.

Het rapport vormt een weerslag van de gesprekken, en geeft een overzicht van de verschillende knelpunten en ontwikkelingen zoals die door de geïnterviewden ervaren worden. Tevens worden suggesties voor het oplossen van knelpunten aangegeven. De gesignaleerde knelpunten worden besproken aan de hand van de volgende indeling:

1. technische knelpunten;
2. beleidsmatige knelpunten;
3. organisatorische knelpunten;
4. communicatieve knelpunten.

Er wordt een onderscheid gemaakt in de beoordeling van humaan toxicologische risico's, ecotoxicologische risico's en verspreidingsrisico's.

### Ad 1 Technische knelpunten

De volgende technische knelpunten zijn geïnventariseerd:

*-humaan toxicologisch:*

- \* interpretatie van bodemonderzoeksgegevens;
- \* transformatie van bodemonderzoeksgegevens naar blootstellingsschatting;
- \* interpretatie van blootstellingsschatting

*-ecotoxicologisch:*

- \* ontbreken van concept
- \* partitietheorie versus interne dosis-concept

*-verspreiding:*

- \* simplificatie urgentiesystematiek
- \* invloed heterogeniteit bodem/verontreiniging
- \* identificatie objecten
- \* afbraak, verdunning



## Ad 2 beleidsmatige knelpunten

De volgende beleidsmatige knelpunten zijn geïnventariseerd:

### *-humaantoxicologisch:*

- \* blootstelling tot MTR-niveau versus ALARA-principe
- \* achtergrondblootstelling
- \* verstarring door standaard scenario's
- \* dubbele doelstelling Nader Onderzoek: aard en omvang versus risicobeoordeling
- \* huidig gebruik, huidige bestemming en toekomstig gebruik
- \* hanteren van verschillende toetsingsnormen

### *-ecotoxicologisch:*

- \* 'actueel risico' = gebruiksspecifiek potentieel risico
- \* beleidsmatige toetsing bioassays
- \* puntbronnen versus diffuse bronnen
- \* Multifunctionaliteit voor ecosystemen?
- \* IBC voor ecosystemen?

### *-verspreiding*

- \* interpretatie van de urgentiesystematiek
- \* kloof in beoordeling urgentie en saneringsmaatregelen
- \* verschillen Wbb en BSB

## Ad 3 Organisatorische knelpunten

De volgende organisatorische knelpunten zijn geïnventariseerd:

- rolverdeling betrokken partijen;
- kwaliteitsborging;
- kennisuitwisseling;
- actief bodembeheer: registratie risico-uitgangspunten.

## Ad 4 Communicatieve knelpunten

De volgende communicatieve knelpunten zijn geïnventariseerd:

- communicatie tussen deskundigen;
- communicatie tussen deskundigen en niet-deskundigen.

## Oplossingsrichtingen

In het algemeen geldt dat de oplossingsrichtingen bestaan uit het bij elkaar brengen van deskundigen en het uitwisselen, confronteren en integreren van kennis en ervaring. Het organiseren en faciliteren van een dergelijke kennisinfrastructuur zou gestuurd kunnen worden vanuit het PGBO. Voor het instellen van werkgroepen moeten duidelijke doelstellingen ten aanzien van de output worden geformuleerd. De nadruk ligt op het ontsluiten van kennis in de hoofden van de experts met als doel deze kennis te objectiveren en toegankelijk te maken voor een grotere groep (van 'brainware' via 'groupware' naar 'documentware').

Voor een beperkt aantal knelpunten is verdiepend onderzoek noodzakelijk.

De prioriteiten voor het oplossen van knelpunten waren onderwerp van discussie op de workshop.



Voor het oplossen van technische knelpunten is op de workshop de volgende prioriteiten volgorde aangegeven:

1. evaluatie werkelijke humane en eco(toxico)logische risico's (effecten) als gevolg van blootstelling aan bodemverontreiniging en het gebruik van meetprotocollen hierbij;
2. integratie van risicokennis waterbodems met landbodems;
3. interpretatie van onderzoeksgegevens;
4. interpretatie toxicologische data; hoofdproblemen: TDI, matrixeffecten, integratie verschillende normeringen;
5. minerale olie;
6. bodemtype correctie;
7. bio-assays ecotoxicologisch/humaan;
8. partitie versus interne dosis;
9. transformatie naar blootstelling;
10. verificatie verspreidingsrisico's.

Ten aanzien van conceptuele knelpunten kan worden gesteld, dat de hoogste prioriteit ligt bij het verder uitwerken van een concept voor ecotoxicologische risicobeoordeling bij bodemverontreiniging. Hiervoor zou een werkgroep nodig zijn die voldoende expertise en besliskracht heeft om een significante bijdrage aan de discussie en oplossing te kunnen leveren.

Ten aanzien van communicatieve knelpunten lijkt het van belang bestaande netwerken te inventariseren en te koppelen. Er dient echter een bindende factor te zijn. Een deel van het kennismangement moet wellicht uitbesteed worden aan deskundigen op het gebied van kennismangement en communicatie. Het gevaar bestaat, dat als de deskundigen door middel van succesvolle netwerken de gelederen gaan sluiten, de afstand tussen de deskundigen en niet-deskundigen voor de laatsten gevoelsmatig vergroot wordt. Het is van belang om de niet-deskundige voldoende en goed afgestemde informatie te geven om een eigen mening over de situatie te kunnen vormen.



*"In de loop van de twintigste eeuw is het steeds duidelijker geworden dat waarheid en werkelijkheid nooit helemaal gekend kunnen worden. Hoe dichter wij de kern van een ons nieuw gesteld probleem naderen, hoe groter vaak onzekerheid en twijfel. Milieuproblemen vormen hierop geen uitzonderingen: Wie durft nog hardop te beweren dat bodem-, water- en luchtnormen op ondubbelzinnige wijze wetenschappelijk vast te stellen zijn ?*

*De afwezigheid van een externe referentie (de wetenschappelijk vastgestelde waarheid) en van een gemeenschappelijke werkelijkheid leiden tot een samenleving waarin iedereen met iedereen in discussie treedt. Experts binnen eenzelfde vakgebied zijn het vaak oneens en het onderscheid tussen expert en leek wordt steeds vager. De toenemende differentiatie in onderwijs en wetenschappen en een steeds hoger opgeleide bevolking maakt velen tot een beetje expert en een beetje leek. Zorgvuldige analyse van een probleem vanuit de eigen discipline is niet langer voldoende maar dient aangevuld te worden met een evenwichtige discussie met alle bij het probleem betrokkenen. "*

*Anonymus*





## 1 INLEIDING

In het kader van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek zijn knelpunten geïnventariseerd die in de huidige praktijk van het beoordelen van risico's van bodemverontreiniging bestaan. Hiertoe is een aantal gesprekken gevoerd met verschillende partijen die zich met dit onderwerp bezig houden (voor geraadpleegde personen zie bijlage 2). De vraaggesprekken zijn grotendeels gevoerd aan de hand van een van te voren toegestuurde vragenlijst (zie bijlage 1). Alhoewel het aandachtsgebied van deze studie zich op voorhand niet beperkt heeft tot landbodems (en daarbinnen tot de toepassing van de urgentiesystematiek) zijn veel van de beschreven knelpunten duidelijk vanuit dit perspectief ingevuld. Ofschoon de intentie binnen het milieubeleid bestaat om onderzoek en aanpak van bodem- en waterbodemonverontreiniging te harmoniseren is gebleken dat op het gebied van 'risicobeoordeling' aanzienlijke verschillen bestaan in conceptuele benadering, invulling van risicobeoordeling en risicobeheersing en de hieruit voortvloeiende aandachtsgebieden. De geringe uitwisseling van kennis en ervaring tussen de deskundigen in 'waterbodemland' en 'droge-bodemland' is wellicht een van de belangrijkste knelpunten in het optimaal gebruik maken van de aanwezige expertise op het gebied van risicobeoordeling in Nederland.

Dit rapport vormt een weerslag van de gesprekken, en geeft een overzicht van de verschillende knelpunten en ontwikkelingen zoals die door de geïnterviewden ervaren worden. Tevens worden suggesties voor het oplossen van knelpunten aangegeven. Tenzij specifiek aangegeven, zijn de genoemde knelpunten, interpretaties, analyses en conclusies in de gesprekken met een of meerdere geïnterviewden aan de orde geweest. Desalniettemin is niet uit te sluiten dat de weergave van de gesprekken gekleurd is door de perceptie van de interviewer. Daarom vormde dit rapport onderwerp van discussie van een op 19 juni gehouden workshop, waar met de gesprekspartners en additionele deskundigen over de knelpunten en oplossingsrichtingen werd gesproken.

Eerst zal worden ingegaan op de rol van risicobeoordeling binnen bodemonderzoek en bodemsanering, en de interpretatie van het begrip 'risico' en 'actuele risico's' door de geïnterviewden. Dit hoofdstuk (2) is een weerslag van algemene aspecten, en dient als achtergrondinformatie bij de beschrijving van de knelpunten en oplossingen in de hoofdstukken 3 tot en met 7.

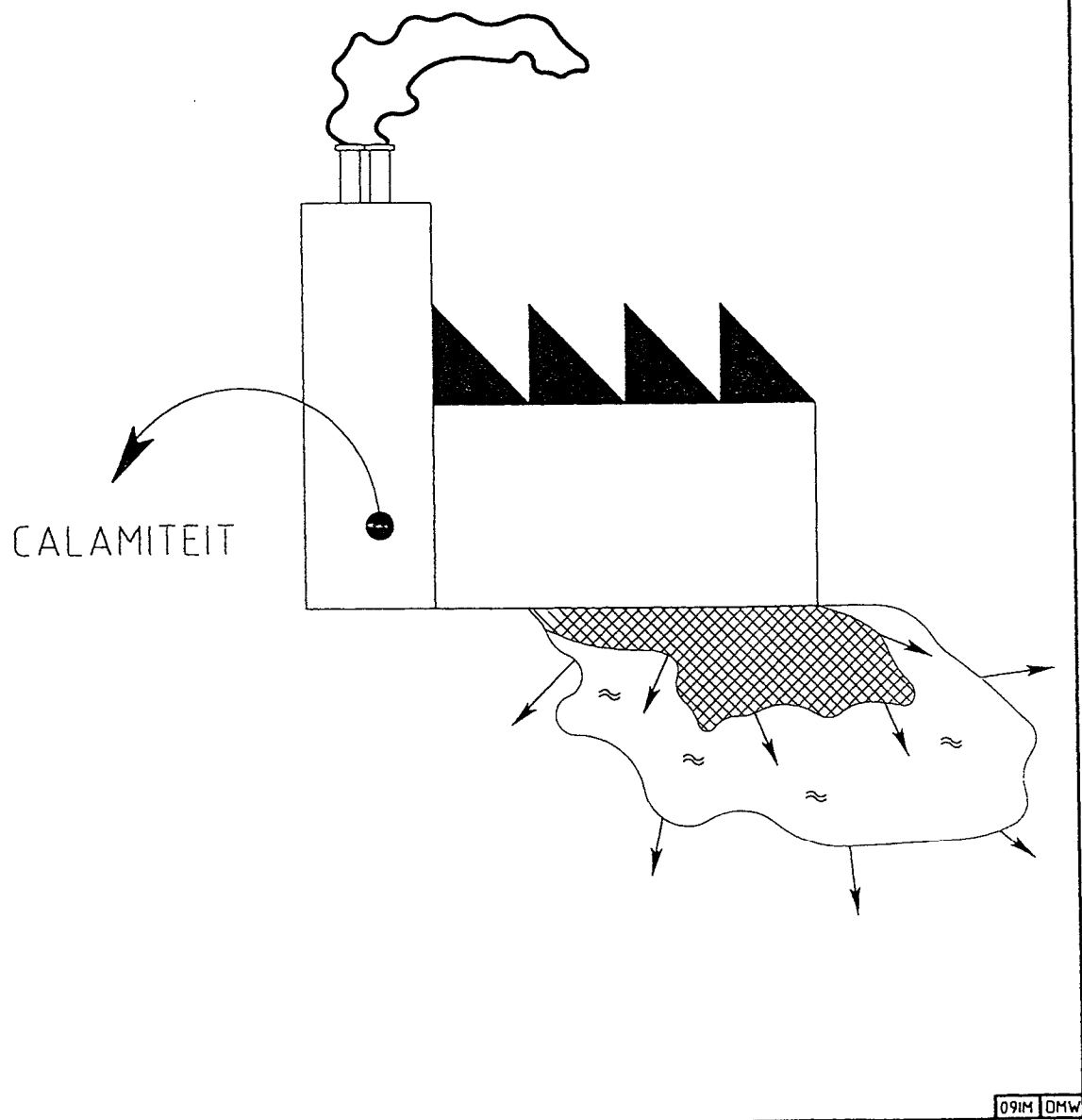
In de hoofdstukken 3 tot en met 6 worden de gesignaleerde knelpunten besproken, aan de hand van de volgende indeling:

1. Technische knelpunten;
2. Beleidsmatige knelpunten;
3. Organisatorische knelpunten;
4. Communicatieve knelpunten.

In hoofdstuk 7 zijn suggesties gedaan voor het oplossen van de knelpunten. Dit hoofdstuk vormde de basis voor de reeds genoemde workshop met deskundigen. De resultaten van deze workshop zijn tenslotte samengevat in hoofdstuk 8.



Bij het beoordelen van risico's van bodemverontreiniging wordt veelal de bestaande bodemverontreinigingssituatie als 'bron' voor blootstelling beschouwd. Toekomstige bronnen, die kunnen ontstaan bij nieuwe emissies of veranderingen in de verontreinigingssituatie als gevolg van transport, verdunning en afbraak worden veelal niet meegenomen bij risicobeoordelingen voor landbodems.



Figuur 1 Historische en toekomstige bronnen



## 2 RISICOBEOORDELING BIJ BODEMVERONTREINIGING

### 2.1 Definities

In het algemeen wordt door de geïnterviewden het begrip 'risicobeoordeling' bij bodemverontreiniging geïnterpreteerd als

*het vergelijken van (redelijk aannemelijke) blootstelling van mens en milieu met toetsingscriteria .*

Risicobeoordelingen met betrekking tot verontreinigde waterbodems gaan hierbij een stap verder, door daadwerkelijke effecten als gevolg van blootstelling in de risicobeoordeling te betrekken.

Bij een risicobeoordeling worden ten minste de volgende vragen beantwoord:

- is het aannemelijk dat er sprake is van ontoelaatbare blootstelling van mensen bij normaal gebruik van de lokatie?
- is het aannemelijk dat er sprake is van ontoelaatbare beïnvloeding van het ecosysteem als gevolg van de aanwezige bodemverontreiniging?
- is het aannemelijk dat er ontoelaatbare verspreiding van verontreiniging plaatsvindt, waardoor schone bodem en grondwater bedreigd worden?

Alhoewel de meeste geïnterviewden van mening zijn dat in een risicobeoordeling alle drie de aspecten (mens, ecosysteem en verspreiding) beoordeeld moeten worden, is er duidelijk sprake van accentverschillen: binnen de landbodems ligt de nadruk op de risico's voor de mens en voor verspreiding, terwijl bij de risicobeoordeling voor verontreinigde waterbodems de nadruk ligt op het ecosysteem en verspreiding.

Hoe de bovengenoemde vragen beantwoord worden is afhankelijk van het kader waarin deze vraag gesteld wordt (urgentiesystematiek, bouwvergunning, saneringsonderzoek, natuurontwikkeling, etc.) en de invalshoek en expertise van de beoordelaar.

In het algemeen wordt bij de beoordeling van risico's van bodemverontreiniging voornamelijk gekeken naar de risico's van reeds bestaande verontreinigingen. Voor landbodems ligt de nadruk immers op het onderzoeken en saneren van historische verontreinigingen. Risico's als gevolg van toekomstige emissies naar de bodem (aan de hand van faalkansen van bedrijfsprocessen) worden tot op heden niet meegenomen in de risicobeoordeling voor droge bodems (zie figuur 1). Dit is overigens bij bodempreventie (bodemchecklist e.d.) wel het geval. Het falen van isolatievoorzieningen binnen zogenaamde IBC-varianten (Isoleren, Beheersen, Controleren) worden vaak wel in het saneringsonderzoek beschouwd.

Bij de beoordeling van risico's van verontreinigde waterbodems wordt wel nadrukkelijk rekening gehouden met de emissies van bestaande bronnen van de waterbodemverontreiniging, zoals lozingen of diffuse belastingen.



Het begrip 'actuele risico's' heeft meerdere betekenissen:

1. door de meeste gesprekspartners wordt het begrip gebruikt voor een beleidsmatige kwalificatie van een locatie: er is sprake van 'actuele risico's' indien het *conform de methode die beschreven is ten behoeve van de urgentiesystematiek aannemelijk is dat de blootstelling voor mens en milieu groter is dan de vastgestelde toetsingscriteria.*
2. een tweede situatie waarin het begrip 'actuele risico's' wordt gebruikt is in situaties waarin bodemverontreiniging leidt tot een aantasting van ondergrondse infrastructuur, bijvoorbeeld drinkwaterleidingen of riolering.
3. ten slotte wordt het begrip 'actuele risico's' veelal gebruikt als tegenhanger van potentiële risico's: het optreden van effecten als gevolg van blootstelling aan verontreinigende stoffen uit de bodem, gerelateerd aan de actuele configuratie van grond- en grondwaterverontreiniging, lokatiegebruik en omgeving.

## 2.2 De rol van risicobeoordeling bij bodemverontreiniging

Risicobeoordelingen nemen een steeds belangrijker plaats in bij de besluitvorming rondom het uitvoeren van onderzoek en het nemen van maatregelen bij bodemverontreiniging. De onderbouwing van de interventiewaarden op basis van risico's en de uitwerking van de urgentiesystematiek hebben hiervoor een enorme impuls gegeven. Ook in het buitenland bestaat een toenemende activiteit op het gebied van het gebied van normstelling en beleidsontwikkeling op basis van risico's.

In de interviews zijn de volgende toepassingen van risicobeoordeling in Nederland genoemd:

1. afleiding van normen, zoals streef- grens- en interventiewaarden;
2. een eerste beoordeling van onderzoeksresultaten voor het richting geven aan en stellen van prioriteiten voor vervolgonderzoek naar bodemverontreiniging en mogelijke blootstelling;
3. de beoordeling van de resultaten van nader onderzoek ter beoordeling van de urgentie van sanering (WBB);
4. de beoordeling van de resultaten van nader onderzoek ter vaststelling van de PR4-score (BSB);
5. de beoordeling van de bodemkwaliteit in verband met de aanvraag voor een bouwvergunning;
6. de beoordeling van de effectiviteit van tijdelijke beveiligingsmaatregelen of gebruiksbepalingen;
7. de beoordeling van isolatiemaatregelen bij IBC-varianten in het saneringsonderzoek;
8. het afleiden van terugsaneerwaarden voor IBC-varianten;
9. het ontwerpen van monitoringsstrategieën;
10. het stellen van prioriteiten tussen meerdere lokaties;
11. het beoordelen van restrisico's van (stagnerende) saneringen;
12. de beoordeling van de mogelijkheden voor natuurontwikkeling en herinrichting;
13. het afleiden van 'interventiewaarden' voor stoffen die niet in de lijst zijn opgenomen;



14. het beoordelen van risico's bij de uitvoering van saneringen (arbeidshygiëne en veiligheid, risico's voor omwonenden);
15. het beoordelen van verspreiding en hergebruik van baggerspecie;
16. het beoordelen van de verontreiniging in relatie tot beheersdoelstellingen;
17. het beoordelen van de effectiviteit (in termen van risicoreductie) van saneringsmaatregelen en reinigingstechnieken.

Uit deze opsomming blijkt dat een groot aantal beslissingen gebaseerd wordt op de beoordeling van risico's in de bestaande of toekomstige situatie. Een deel van deze toepassingen is in detail uitgewerkt (bijvoorbeeld de beoordeling van de urgentie van de sanering of bouwvergunning), terwijl voor andere toepassingen een grote diversiteit aan invullingen bestaat (terugsaneerwaarden of prioriteitsstelling).

Door verschillende geïnterviewden wordt benadrukt, dat een risicobeoordeling niet synoniem is aan een urgentiebepaling. *De urgentiebepaling is het volgens een bepaalde systematiek interpreteren van de risicobeoordeling.*

### 2.3 Conceptuele benadering van risicobeoordeling

In alle toepassingen die in de vorige paragraaf genoemd zijn speelt het *bron-pad-object concept* een belangrijke rol. Het zwaartepunt van de risicobeoordeling of de volgorde van te doorlopen stappen verschilt echter voor de verschillende toepassingen.

Voor het afleiden van bodemkwaliteitsnormen (interventiewaarden, terugsaneerwaarden) wordt vanuit een objectdefinitie via blootstellingspaden een toelaatbare concentratie in grond en grondwater berekend. Deze concentratie vertegenwoordigt een uniforme bodemkwaliteit (= 'bron' voor blootstelling) die over de gehele locatie toelaatbaar is.

Bij een bestaande bodemverontreiniging (historische bron) wordt vanuit een differentiatie van de bodemkwaliteit naar de relevante blootstellingspaden voor de objecten (representatieve bovengrondkwaliteit voor ingestie, concentraties vluchtige verbindingen onder woningen, e.d.) de blootstelling bij objecten geschat. Bij het beoordelen van isolatie- of tijdelijke beveiligingsmaatregelen wordt de effectiviteit van de beïnvloeding van blootstellingspaden onderzocht.

Het begrip 'bron' in de bron-pad-object benadering is bij deze toepassingen dus niet synoniem met de historische bron van de verontreiniging. Bij risicobeoordeling wordt de bestaande verontreinigingssituatie in relatie tot de blootstellingsmogelijkheden geïnterpreteerd. De representatieve bodemkwaliteit voor de risicoberekening vormt 'de bron' voor de bron-pad-object benadering.

Bij het beoordelen van risico's van waterbodemverontreiniging worden zowel de 'oorspronkelijke' bron (in geval van voortdurende emissies) als het ter plaatse verontreinigde sediment als bron beschouwd. Het vaststellen van de bron bij deze beoordelingen wordt dan ook gebaseerd op een dynamische karakterisering van de bestaande situatie en de verwachte veranderingen hierin in de tijd.

Er is door verschillende geïnterviewden opgemerkt dat het beoordelen van verspreidingsrisico's in het licht van de bron-pad-object benadering een wat aparte positie inneemt: als gevolg van het stand-still principe dient verspreiding niet alleen als pad maar ook als eindpunt beoordeeld te worden. Hierop wordt in paragraaf 4.3 ingegaan.



## 2.4 Gefaseerde aanpak

Bij het beoordelen van risico's van bodemverontreiniging wordt in het algemeen de volgende procedure gevolgd:

1. Probleemanalyse: hypothesen;
2. Berekenen, meten;
3. Interpreteren;
4. Communiceren.

In de fase van de probleemanalyse worden hypothesen gesteld ten aanzien van de aannemelijkheid van mogelijke blootstelling van mens en milieu aan bodemverontreiniging.

Dit bestaat uit het interpreteren (inter- en extrapoleren) van de bodemonderzoeksgegevens (historisch onderzoek, analyseresultaten, veldwaarnemingen, luchtfoto's, etc.), waarbij een beeld van de verontreinigingssituatie in grond en grondwater wordt gevormd. Tevens wordt in sommige gevallen een inschatting gemaakt van het dynamische karakter van de verontreiniging (verspreiding met grondwater, uitdamping, afbraak, sedimentatie, resuspensie, etc.).

Vervolgens wordt voor de *bestaande situatie* de aannemelijke blootstelling van mens en milieu zo goed mogelijk gekarakteriseerd. In zowel het beschrijven van de verontreinigingssituatie als het blootstellingsprofiel worden aannames gedaan. Op basis van kennis en ervaring wordt vaak al een hypothese geformuleerd ten aanzien van de risicobepalende verontreiniging en objecten.

Met behulp van blootstellingsmodellen, (geo)hydrologische modellen, aanvullende veldmetingen, monitoringsgegevens van contactmedia, toxiciteitstesten e.d. worden de veronderstellingen uit stap 1 getoetst.

De resultaten van de modelberekeningen, al dan niet aangevuld met meetgegevens, worden geïnterpreteerd door middel van vergelijking met toetsingscriteria. In sommige gevallen wordt toxicologische literatuur of expertise gebruikt om de te verwachten effecten van blootstelling te beschrijven.

De uitkomsten van het bodemonderzoek, en de interpretatie in termen van blootstelling dan wel risico's worden gerapporteerd en toegelicht.

## 2.5 Expertisegebieden

Bij het beoordelen van risico's van bodemverontreiniging blijken verschillende expertisegebieden betrokken te zijn. Voor het interpreteren van bodemverontreinigingsgegevens is kennis en ervaring van bodemverontreinigende activiteiten noodzakelijk, alsmede bodemkundige, (bodem)chemische, geostatistische en (geo)hydrologische kennis en ervaring. Daarnaast is kennis van het (Nederlandse) beleid met betrekking tot risico's in het algemeen, en bodembeleid in het bijzonder vereist, alsmede kennis van blootstelling en toxicologie (humaan- en ecotoxicologie). Tot slot vormen kennis en ervaring met betrekking tot communicatie een essentieel expertise gebied.



In de praktijk zijn al deze expertisegebieden zelden in gelijke mate in een persoon of instantie vertegenwoordigd. Dit heeft tot gevolg dat het zwaartepunt binnen de risicobeoordeling nogal kan verschillen afhankelijk van het expertisegebied van de uitvoerende (of opdrachtgever). Vaak worden dan ook meerdere partijen bij de risicobeoordeling betrokken. In figuur 2 zijn de betrokken partijen 'om de tafel' bij risicobeoordeling weergegeven.

In het merendeel van de gevallen fungeren provincies, gemeenten en bedrijven (landbodem) en regionale directies van Rijkswaterstaat en Waterschappen (waterbodem) als opdrachtgever van de risicobeoordeling. Zij bepalen in meer of mindere mate wat en met welke diepgang kan worden uitgewerkt, en of er conform een vastgestelde methodiek gewerkt moet worden. Provincies en gemeenten voeren tevens een beleidsmatige toetsing van de risicobeoordeling uit, en baseren hun besluiten hierop.

Adviesbureaus voeren de risicobeoordelingen uit, waarbij de nadruk ligt op de interpretatie van de bodemverontreinigingssituatie en de blootstellingsschatting. Bij adviesbureaus wordt tevens toegepast onderzoek uitgevoerd, om voor de uitvoeringspraktijk relevante knelpunten op te lossen.

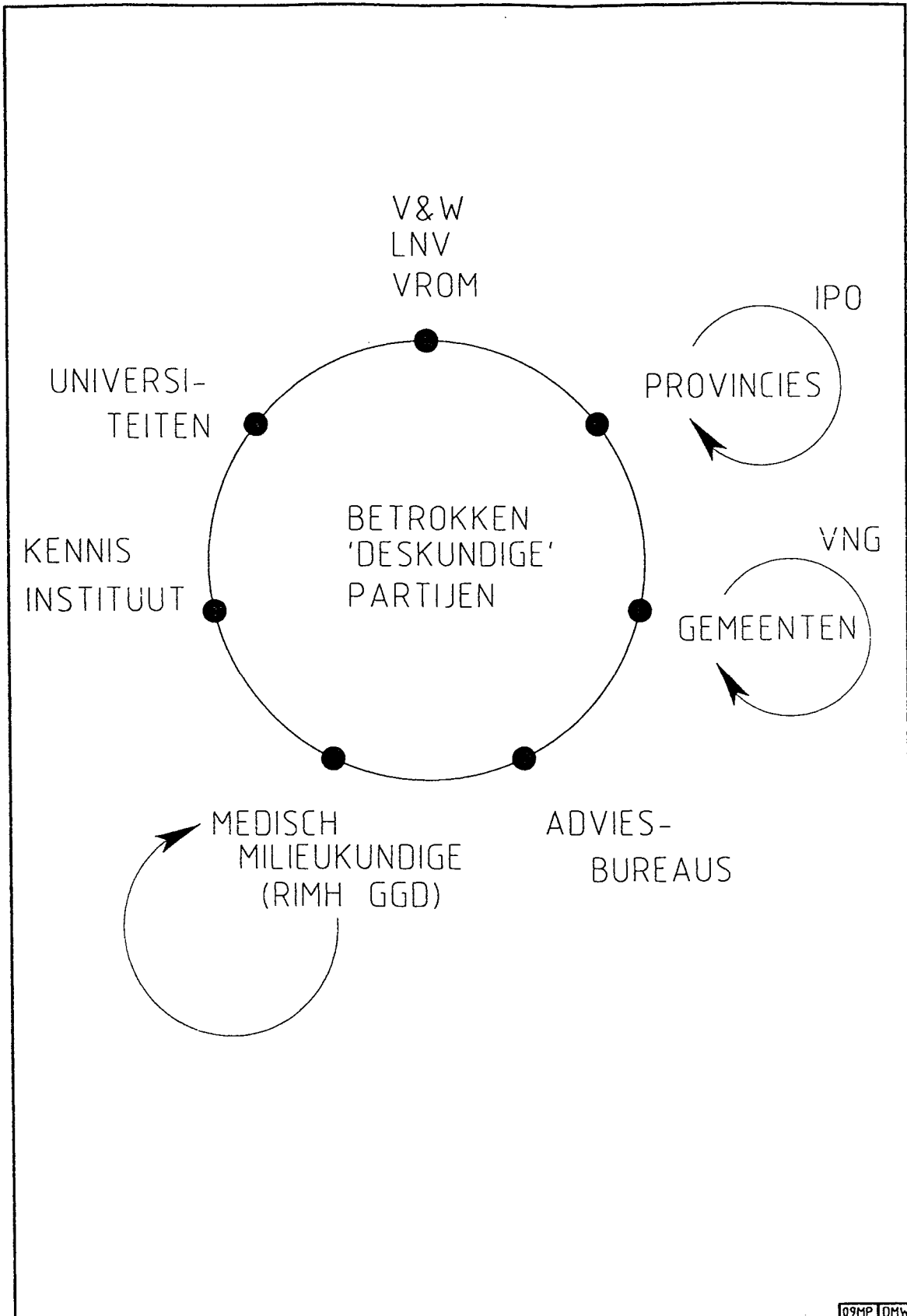
GG&GD's vervullen vaak een rol bij de inhoudelijke beoordeling en toetsing van de blootstellingsschatting van adviesbureaus. In overleg worden aanbevelingen voor aanvullende metingen gedaan. De GG&GD vervult tevens een belangrijke rol bij de communicatie van de resultaten van de risicobeoordeling naar bewoners.

Universiteiten en kennisinstituten (bijv. RIVM, RIZA en RIKZ) voeren second opinions uit, en worden betrokken bij complexe vraagstukken. Voor het uitwerken en invullen van beleid vervullen zij een trekkersrol: er worden toetsingswaarden afgeleid, meetprotocollen ontwikkeld en er vindt wetenschappelijk onderzoek plaats naar stofgedrag en toxicologie. TNO houdt zich bezig met onderzoeksprojecten op het gebied van restrisico's van stagnerende saneringen, bedrijfsrisico's en ecotoxicologische risico's.

In de volgende hoofdstukken worden de knelpunten toegelicht die in de huidige praktijk door de verschillende partijen ervaren worden.

Volgens de geïnterviewden komen deze knelpunten voor een deel voort uit het verschil tussen de 'beleidsmatige risicobeoordeling' en de 'toxicologische risicobeoordeling' (beleidsbeslissing versus gezondheidseffecten). Een andere belangrijke oorzaak van knelpunten is het dichotome karakter van beslissingen (ja/nee) versus de onzekerheden die samenhangen met het compartiment bodem, blootstelling en toxicologie.

Ten slotte leidt de onevenwichtige verdeling van expertise over verschillende instanties en bedrijven tot een aantal organisatorische en communicatieve knelpunten.



Figuur 2 Betrokken partijen om de tafel van de risicobeoordeling





Tabel 1. Overzicht van technische knelpunten bij humaan toxicologische risicobeoordeling

Technische knelpunten: humaan toxicologische risicobeoordeling
<p><u>Interpretatie van bodemonderzoeksgegevens:</u></p> <ul style="list-style-type: none"><li>* statische toestand versus dynamische beoordeling</li><li>* schaalverschillen monsternamen versus blootstelling</li><li>* veranderende verontreinigingssituatie in de tijd</li><li>* meetstrategie en procedures binnenlucht en gewassen</li><li>* interpretatie blootstellingsmogelijkheden</li></ul>
<p><u>Transformatie van bodemonderzoeksgegevens naar blootstellingsschatting:</u></p> <ul style="list-style-type: none"><li>* blootstellingsmodellen CSOIL/HESP/SUS/..<ul style="list-style-type: none"><li>- overschatting ingestie</li><li>- onderschatting (?) huisstof</li><li>- onbetrouwbare schatting binnenlucht- en gewasconcentraties</li><li>- permeatie drinkwaterleidingen overbodig</li></ul></li><li>* specifieke transfer-problemen<ul style="list-style-type: none"><li>- cyanide: transformatie bij opname in gewas, uitdamping</li><li>- kwik: vervluchtiging</li><li>- vinylchloride: uitputting</li><li>- minerale olie: mengselgedrag</li></ul></li></ul>
<p><u>Interpretatie van blootstellingsschatting</u></p> <ul style="list-style-type: none"><li>* tijd: levenslanggemiddeld individu, jaargemiddelde blootstellingsgedrag, daggemiddelde toetsingswaarde</li><li>* betrouwbaarheid TDI's</li><li>* achtergrondblootstelling</li><li>* combinatietoxiciteit</li><li>* matrixeffecten: opname = inname?</li><li>* macroparameters</li><li>* lood: toxicologische interpretatie</li><li>* gezondheidseffecten</li><li>* afstemming verschillende toetsingswaarden</li><li>* misinterpretatie van normen</li></ul>





### 3 TECHNISCHE KNELPUNTEN

In dit hoofdstuk worden een aantal knelpunten beschreven die het gevolg zijn van kennisleemten bij de uitvoerende partijen. Hierbij kan het gaan om kennis die niet ontwikkeld is of kennis die niet beschikbaar is. Er wordt een onderscheid gemaakt in kennisleemten met betrekking tot de risicobeoordeling voor de mens (humaantoxicologische beoordeling), en het milieu (ecotoxicologische beoordeling en de beoordeling van verspreiding). Veel van deze knelpunten hebben betrekking op de uitvoering van de risicobeoordeling in het kader van de urgentiesystematiek, het beoordelen van bouwvergunningaanvragen en het toepassen van risicobeoordeling binnen het saneringsonderzoek.

#### 3.1 Humaantoxicologische risicobeoordeling

De kennisleemten die bij de beoordeling van risico's voor de mens bestaan zijn gerelateerd aan de interpretatie van bodemonderzoeksgegevens in relatie tot blootstelling, de kwantificering van blootstelling en de interpretatie van de uitkomsten.

In tabel 1 is een overzicht gegeven van de gesignaleerde knelpunten. Deze tabel wordt in de volgende paragrafen toegelicht.

##### 3.1.1 Interpretatie van bodemonderzoeksgegevens.

Uit de gesprekken komt naar voren, dat de huidige werkwijze bij bodemonderzoek in onvoldoende mate rekening houdt met de benodigde gegevens voor risicobeoordeling ('bodemonderzoek volgens protocollen meet de verkeerde zaken'). De nadruk ligt in veel gevallen op het in beeld brengen van de historische bronnen van verontreiniging, en de afperking van de verontreiniging in verband met de omvang van het geval. Aangezien de toetsing van bodemonderzoekresultaten in eerste instantie op gehalten in grond en grondwater plaatsvindt (overschrijding van interventiewaarden), is er onvoldoende aandacht voor de karakterisering van de verontreiniging in relatie tot blootstellingspaden. Het bodemonderzoek is gericht op een *statische beschrijving van de toestand van de bodem in plaats van op een dynamische beoordeling* van de gevolgen van de aanwezige bodemverontreiniging en bodemprocessen.

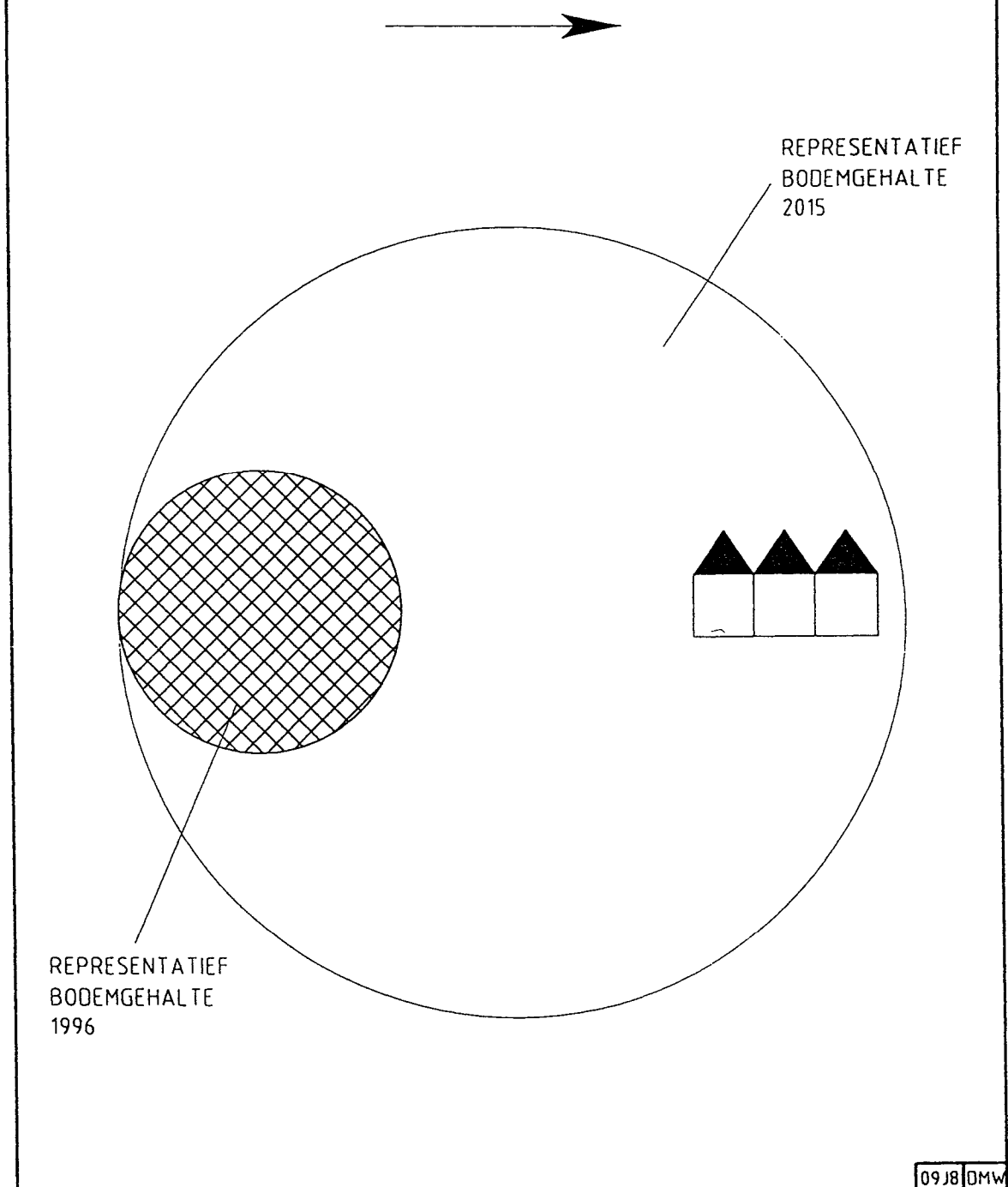
Er bestaan grote *schaalverschillen* tussen de monsternamen en de schaal van de beoordeling.

Doordat er zelden sprake is van een random monsternamen is niet duidelijk hoe het 'representatief' bodemgehalte bepaald moet worden. De verdeling van verontreiniging naar plaats wordt niet of nauwelijks meegenomen. Er wordt vrijwel niet met kansverdelingen gewerkt, voornamelijk vanwege gebrek aan betrouwbare data om een dergelijke kansverdeling te maken en het ontbreken van een besliscriterium in termen van kansen op overschrijding. Toch wordt het meenemen van onzekerheden in de vorm van bandbreedtes of verdelingen gezien als een nuancering van het zwart-wit karakter van de numerieke risicobeoordeling.

Bij de beoordeling van humaantoxicologische risico's wordt vaak uitgegaan van de bestaande verontreinigingssituatie. *Veranderende verontreinigingssituaties in de tijd* als gevolg van transport of afbraak worden niet beschouwd. Dit kan zowel tot een overschatting als onderschatting leiden (zie figuur 3).



Bij het vaststellen van het representatief bodemgehalte in relatie tot blootstellingsmogelijkheden worden de bodemonderzoeksgegevens uit het heden in onvoldoende mate vertaald naar de toekomstige situatie, terwijl de tijds-termijn waarvoor beleidsbeslissingen worden genomen zich over vele jaren uitstrekt. Het vastleggen van uitgangspunten van de risicobeoordeling is een belangrijk aandachtspunt voor 'actief bodembeheer'.



Figuur 3 Statische invoer versus dynamische werkelijkheid



Er zijn geen algemeen geaccepteerde protocollen voor de *strategie en procedure bij het meten van concentraties in contactmedia (binnenlucht, gewassen, dierlijke producten)*.

In opdracht van VROM is door Tauw Milieu een meetmethode voor de bemonstering van vinylchloride in lucht ontwikkeld. Dit meetprotocol is beschikbaar. De resultaten van de uitgevoerde VC-metingen worden centraal geregistreerd. Er zijn (onderling verschillende) meetprotocollen voor luchtmetingen beschikbaar bij regionale inspecties en GG&GD's.

Voor onderzoek naar de opname van verontreinigende stoffen in gewassen en dierlijke producten (vlees, melk, vis) wordt vaak gebruik gemaakt van meetmethoden van de Keuringsdienst van Waren. Niet vastgelegd is welke gewassen in welke hoeveelheden bemonsterd moeten worden. De gehanteerde meetmethoden zijn niet gevalideerd. Er is dan ook geen inzicht in de betrouwbaarheid van verschillende meetmethoden.

Wel bestaat bij de meeste geïnterviewden de indruk dat er op basis van de bestaande kennis en ervaring op korte termijn een harmonisatie van de bestaande werkwijzen en protocollen mogelijk is. Mogelijk dat de verbijzondering van het protocol Nader Onderzoek hiervoor een basis biedt.

Er bestaat onduidelijkheid ten aanzien van het *interpreteren van blootstellingsmogelijkheden* in de bestaande situatie: welke verharding mag permanent aanwezig verondersteld worden, is een afdeklaag van 0,25 m een voldoende waarborg tegen direct contact, tot welke diepte moeten bodemgegevens van niet vluchtige stoffen worden meegenomen, e.d. Gezien de 'geldigheidstermijn' van de urgentiebepaling is het ongewenst dat voor elke gebruikswijziging een nieuwe risicobeoordeling moet worden uitgevoerd. Echter, alle potentiële wijzigingen meenemen in de beoordeling leidt weer tot een potentiële in plaats van actuele risicobeoordeling.

### **3.1.2 Transformatie van bodem- (en compartiment) gegevens naar blootstellingsschatting**

Voor de vertaling van bodem- (en compartiment) gegevens naar blootstelling worden in Nederland blootstellingsmodellen (CSOIL, Hesp, SUS) gebruikt. In de schatting van stoftransport vanuit de vaste bodem vindt nauwelijks een koppeling plaats tussen geohydrologische modellering en blootstelling in de toekomst. In de blootstellingsmodellen zijn een aantal directe en indirecte blootstellingsroutes opgenomen. Het formularium van CSOIL vormt de basis van de urgentiesystematiek en is daarmee de 'standaard' in de Nederlandse besluitvorming. Ten aanzien van de betrouwbaarheid van de gebruikte berekeningen en metingen is het volgende opgemerkt:

1. Ingestie van grond door kinderen en (vooral) volwassenen wordt als overschatting geïnclassificeerd.
2. Er bestaan twijfels ten aanzien van de blootstelling als gevolg van de inhalatie van huisstof. In de huidige berekeningen is dit nimmer relevant, terwijl deze route door sommigen als zeer belangrijk wordt gezien. In het Duitse blootstellingsmodel UMS neemt deze blootstellingsroute ook een significante plaats in.



3. De schattingen van de blootstelling via ingestie van consumptiegewassen en de inhalatie van binnenlucht worden als onbetrouwbaar bestempeld. Aangezien deze twee routes zeer relevant zijn voor de totale blootstelling wordt een validatie van deze modelonderdelen zeer belangrijk gevonden (door middel van een betrouwbaar meetprotocol). Er bestaat echter grote twijfel of het model daadwerkelijk verbeterd kan worden, opdat het een voorspellende waarde krijgt. Daarom moet duidelijk worden wanneer en hoe er aanvullende metingen moeten worden uitgevoerd. Vooral vanuit de GG&GD wordt aangehouden op het verplicht stellen van binnenluchtmetingen en gewasmetingen bij relevante verontreinigingen.

Bij het RIVM is het afgelopen jaar gewerkt aan het model VOLASOIL waarin de uitdampingsmodule uit CSOIL wordt vervangen door een wetenschappelijk gezien betere modelbeschrijving. Dit model is echter nog niet gevalideerd. VOLASOIL zal binnenkort beschikbaar zijn voor gebruikers.

De meningen zijn verdeeld over de rol van deze modellen bij de besluitvorming rondom het verrichten van metingen (bijvoorbeeld eerst een modelberekening, en bij modelmatig voorspelde overschrijdingen gaan meten) of de toepassing bij het voorspellen van toekomstige risico's.

4. De module voor de berekening van permeatie van drinkwaterleidingen wordt als niet zinvol betiteld. Aangezien de bewaking van de drinkwaterkwaliteit de taak van de waterleidingmaatschappijen is, wordt bij kennisname van bodemverontreiniging vaak een advies tot meting van de drinkwaterkwaliteit aan het waterleidingbedrijf verstrekt. Blootstelling via drinkwater wordt door een groot aantal geïnterviewden niet acceptabel geacht, ongeacht de bijdrage aan de totale blootstelling.

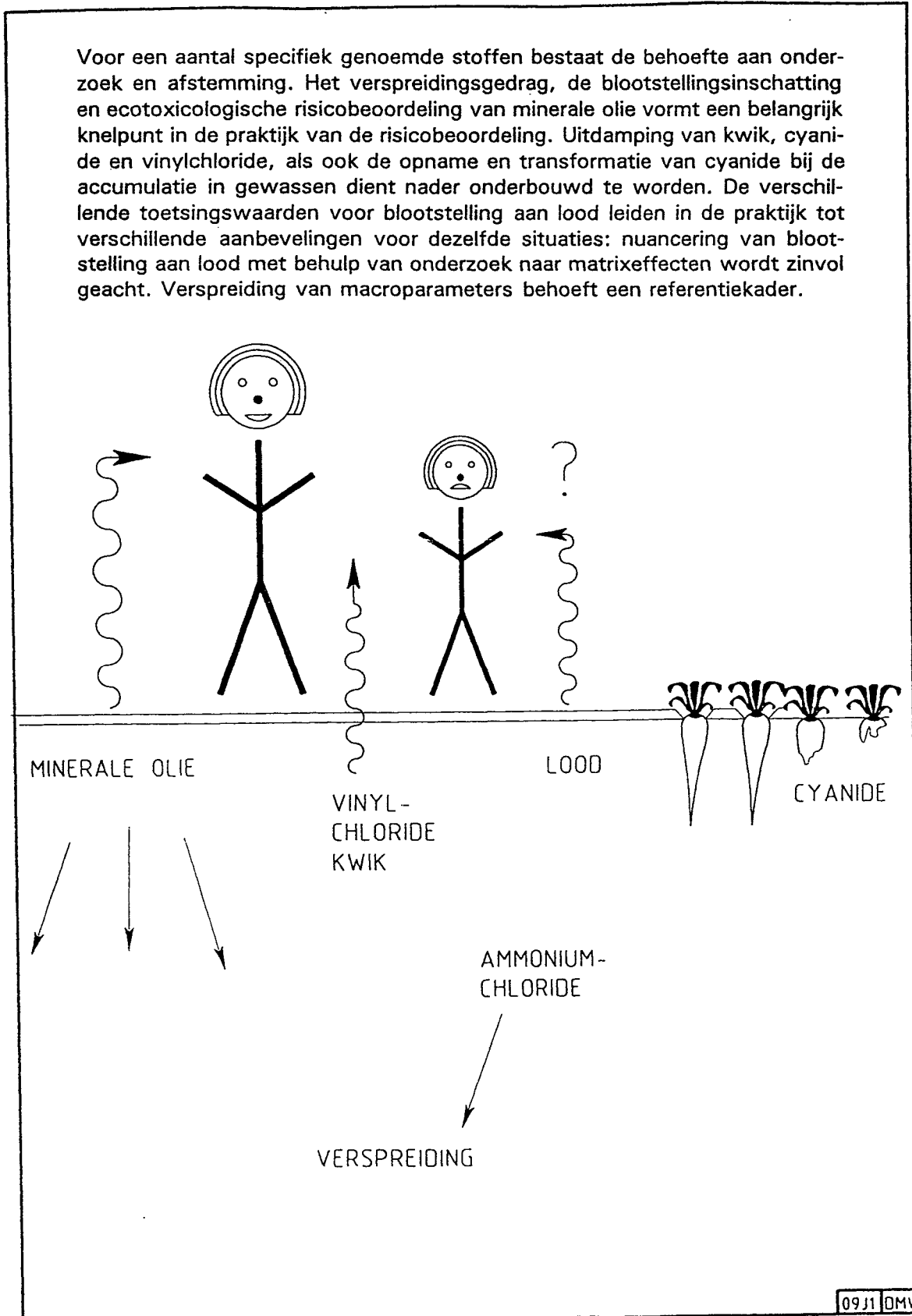
#### **Specifieke transfer-problemen van stoffen (figuur 4).**

Voor *cyanide* is wel een TCL-waarde bekend, maar deze stof wordt binnen CSOIL/SUS als niet-vluchtig beoordeeld. De opname van cyanide in gewassen gaat waarschijnlijk gepaard met een transformatie van cyanide. De berekende blootstelling via gewasconsumptie (100% van de blootstelling) is derhalve zeer onbetrouwbaar. Dit geldt in het algemeen voor de modellering van anorganische verbindingen in CSOIL.

De vervluchtiging van *kwik* wordt niet standaard beoordeeld.

Voor zeer vluchtige stoffen zoals *vinylchloride* leidt de aanname van de onuitputtelijke bron in de bodem bij de berekeningen tot een enorme overschatting van de uitdamping.

Het gedrag van *minerale olie* kan niet beschreven worden met gemiddelde fysisch-chemische constanten. De specifieke samenstelling bepaalt het gedrag in de bodem en de toxicologische eigenschappen hiervan. Risicobeoordelingen van *minerale olie* blijven een punt van zorg en aandacht: op verschillende plaatsen (Tauw, Grontmij, Iwaco en RIVM) is of wordt gewerkt aan een verfijning van de karakterisering van het stofgedrag en de toxicologische interpretatie.



Figuur 4 Vraagstukken met betrekking tot stofgedrag en toxicologie van stoffen en mengsels



### 3.1.3 Interpretatie van blootstellingsschatting

Er bestaat grote onduidelijkheid ten aanzien van het aspect *tijd* in de interpretatie van de blootstellingsschatting. Voor het hanteren van een levenslanggemiddelde mens zijn blootstellingskenmerken van kinderen en volwassenen, die op zich weer deels gebaseerd zijn op jaargemiddelden (ingestiegetallen, tijdsfracties) uitgemiddeld over een leven van 70 jaar. Deze levens-middeling van jaar-gemiddelden wordt vervolgens aan een toxicologische norm getoetst die is gebaseerd op dag- of week-basis. De basis van deze TDI is meestal (idealiter) gevormd door chronische experimenten die een 'leven' van een proefdier duren. Cumulatieve belasting met toenemend lichaamsgewicht (bij continue doseringen) zit daarmee impliciet in de TDI-waarden, maar dekt de wijzigingen als gevolg van blootstellingsgedrag van mensen niet af.

De toxicologische implicaties van overschrijding van de TDI gedurende een bepaalde tijd (in het jaar of gedurende 6 jaar kind) kan niet op basis van de TDI bepaald worden.

Er wordt nogal verschillend omgegaan met *achtergrondblootstelling*. Sommige geïnterviewden gebruiken de lijst met getallen voor gemiddelde achtergrondblootstelling van het RIVM, anderen reserveren een deel van de 'TDI-ruimte', terwijl er bij bepaalde toepassingen (zoals de urgentiebepaling) nadrukkelijk geen rekening wordt gehouden met blootstelling uit andere bronnen dan de bodem.

Bij het voorkomen van *meerdere verontreinigende stoffen binnen hetzelfde bodemverontreinigingsgeval* bestaat onduidelijkheid ten aanzien van de gecombineerde blootstelling. In de urgentiesystematiek zijn stofgroepen aangegeven waarvoor additiviteit van toxiciteit wordt verondersteld. Het is echter zeer onduidelijk of voor een aantal van de vastgestelde groepen deze additiviteit wel optreedt. Daarnaast is niet vastgelegd dat een dergelijke *combinatietoxiciteit* ook bij het uitwerken van IBC-varianten in het saneringsonderzoek moet worden aangehouden.

Hierdoor ontstaat de situatie dat een geval op basis van combinatietoxiciteit urgent kan worden verklaard (bijvoorbeeld door de additie van blootstelling aan kwik, lood en cadmium), terwijl er in het saneringsonderzoek geen maatregelen tegen blootstelling worden genomen (omdat additie van lood, cadmium en kwik voor humane blootstelling niet relevant geacht wordt, en dit nergens wordt voorgeschreven). In het algemeen wordt combinatietoxiciteit wel altijd toegepast voor PAK en chloorfenolen.

Er is onvoldoende bekend van de *matrixeffecten* van grond en gewassen, waardoor de opname van verontreinigingen door het lichaam mogelijk wordt overschat. De inbreng van toxicokinetiek kan hierbij wellicht uitsluitel bieden. De resultaten van een absorptieonderzoek naar lood en arseen uit bodem bij honden (uitgevoerd door het RIVM) geven een indicatie van een significant lagere absorptie dan 100% (enkele procenten). Er wordt onderzoek gedaan naar de inzetbaarheid van extractiemethoden en maag- darmsimulaties voor de inschatting van absorptie.

Het beoordelen van *macroparameters* als chloride en ammonium moet worden uitgewerkt, mede in het licht van toepassing van grondwater voor landbouwdoel-einden.





De verschillende risico-grenswaarden voor stoffen als gevolg van uiteenlopende interpretaties van de toxicologische betekenis van toetsingswaarden worden door de meeste geïnterviewden als onacceptabel gekenmerkt. Vooral voor een veelvoorkomende stof als *lood* leidt dit tot onduidelijkheid en vertraging in besluitvorming, en complicaties bij de communicatie van de besluiten (figuur 4).

De interpretatie van een blootstelling boven de toetsingswaarden (TDI/TCL) in relatie tot *verwachte gezondheidseffecten* vormt een knelpunt. In het algemeen is de heersende opvatting dat er bij een blootstellingsniveau rond de TDI geen sprake is van nadelige effecten op de (volks-)gezondheid.

Bij het afleiden van de TDI-waarden zijn, onder andere afhankelijk van de beschikbaarheid van toxicologische gegevens veiligheidsfactoren toegepast. Dit heeft tot gevolg dat er naarmate er minder bekend is een grotere veiligheidsfactor is toegepast, hetgeen leidt tot de berekening van een conservatievere toetsingsnorm. Dit leidt voor sommige stoffen tot zeer lage TDI-waarden. Er heeft, naar de mening van de deskundigen, te weinig *afstemming plaatsgevonden met andere toxicologische 'informatiebronnen'* zoals de Werkgroep van Deskundigen<sup>1</sup> (arbeidshygiëne). Gezien de enorme betekenis van de TDI- en TCL-waarden lijkt een breder toxicologisch draagvlak gerechtvaardigd. Onzekerheidsanalyse met betrekking tot de afleiding van de TDI-waarden is een voorgenomen onderzoeksactiviteit bij het RIVM.

Bij het gelijktijdig gebruiken van verschillende toetsingsnormen kunnen verschillende conclusies (en dus beslissingen) worden geformuleerd. Voor een aantal stoffen zijn grote discrepanties tussen TDI- en TCL-waarden gesignaleerd. Een aantal interventiewaarden voor zware metalen (gebaseerd op TDI) ligt boven LAC-waarden, waarmee ten aanzien van de advisering onduidelijkheid met betrekking tot de mogelijkheid tot gewasteelt ontstaat. Overigens is ook door geïnterviewden opgemerkt, dat verschillende normen naast elkaar kunnen bestaan mits duidelijk is dat de uitgangspunten bij de afleiding van de normstelling verschillend zijn. Tevens moeten de omstandigheden waarbij de normering van toepassing is verduidelijkt worden.

In de praktijk is echter nogal eens sprake van *misinterpretatie van normen* die op een of andere manier gerelateerd zijn aan een risicobeoordeling. Als gevolg van de integratie van humantoxicologische en ecotoxicologische interventiewaarden is bij overschrijding van de interventiewaarden niet zonder meer de conclusie te trekken dat er sprake is van risico's voor de volksgezondheid, terwijl dit wel plaatsvindt. Ook het koppelen van risico's voor de volksgezondheid aan de verschillende klassen van waterbodempkwaliteit leidt in de praktijk tot een misperceptie van risico's.

De TCL voor benzeen ligt boven de grenswaarde voor buitenlucht. Op industrieterreinen worden luchtconcentraties vaak beoordeeld aan de hand van een vergelijking met MAC-waarden. (zie figuur 5).

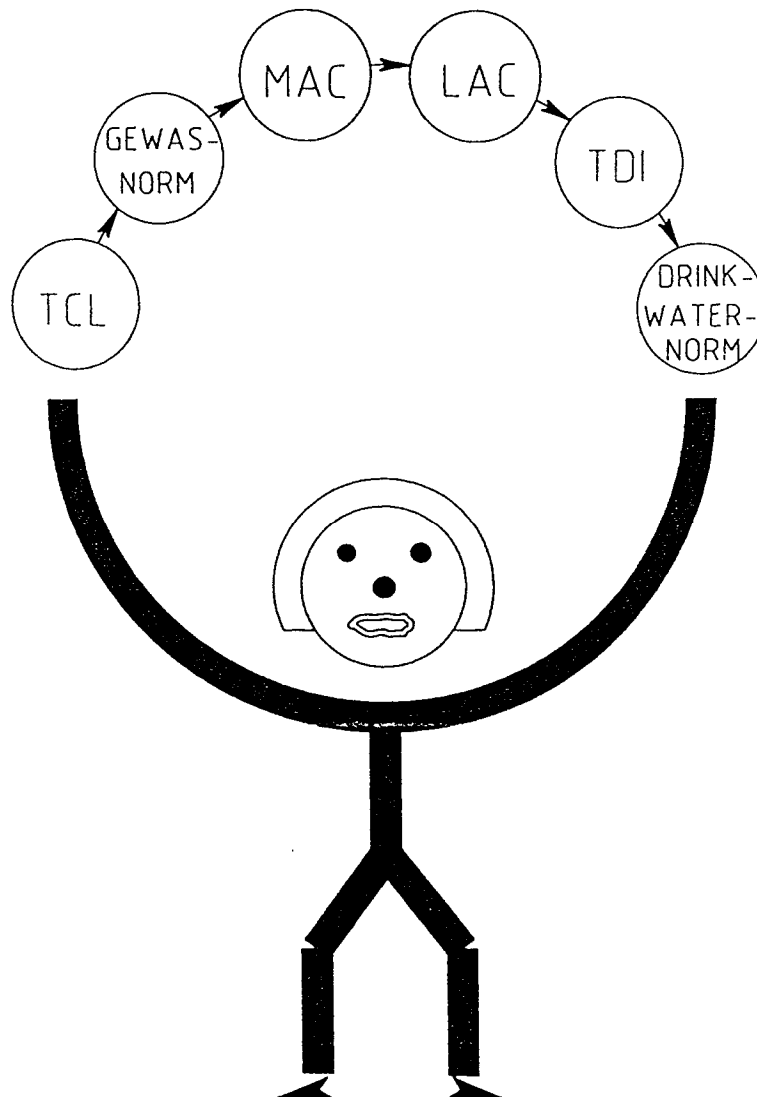
Er is behoefte aan een *differentiatie van luchtnormen*, en het *afstemmen van TCL en TDI-waarden en overige toetsingswaarden*.

---

<sup>1</sup> Commissie van de gezondheidsraad, de commissie adviseert over grenswaarden in de arbeidshygiëne.



Het naast elkaar toepassen van verschillende beoordelingskaders leidt in de praktijk tot tegenstrijdige uitspraken of willekeur in beslissingen. Veelal zijn de uitgangspunten die ten grondslag liggen aan het tot stand komen van de normen verschillend, maar valt deze nuancering weg bij het gebruik als toetsingscriterium.



09IX DMW

Figuur 5 Misinterpretatie van normen en conflicterende beoordelingskaders



### 3.2 Ecotoxicologische risicobeoordeling

In tabel 2 zijn de technische knelpunten bij het beoordelen van risico's voor het ecosysteem samengevat. De tabel wordt in deze paragraaf nader toegelicht.

Tabel 2. Technische knelpunten bij het beoordelen van ecotoxicologische risico's.

Technische knelpunten: ecotoxicologische risicobeoordeling
<ul style="list-style-type: none"><li>* ontbreken van concept<ul style="list-style-type: none"><li>- "generieke" versus "specifieke" benadering</li><li>- gebruikswaarde versus intrinsieke waarde</li><li>- soortensamenstelling versus specifieke soorten</li></ul></li><li>* partitietheorie versus interne dosis-concept</li><li>* onderscheid puntbronnen - diffuse verontreinigingen</li><li>* invloed bodemverontreiniging op ecosysteem</li><li>* invloed (a)biotische factoren</li><li>* invloed bodemsaneringsactiviteiten</li><li>* tijd</li><li>* soortensamenstelling versus individuele soorten: toepassing bioassays</li></ul>

Bij het beoordelen van risico's van bodemverontreiniging voor het ecosysteem zijn een tweetal grote 'stromingen' te onderscheiden: ecosysteem als randvoorwaarde (middel) voor een gebruiksdoel of ecosysteem als hoofddoel.

Vanuit de benadering van milieubeleid (bodemsanering) worden verontreinigingen als ongewenst beschouwd, en dient de risicobeoordeling (o.a. voor het ecosysteem) voor het stellen van prioriteiten voor de operatie die moet leiden tot herstel van de (multi-) functionaliteit van de bodem. Hierbij hanteert milieubeheer het uitgangspunt van de '*generieke bescherming*' van het ecosysteem, en niet de bescherming van individuele soorten.

Voor gebieden met een hoge 'natuurwaarde' is de natuurontwikkeling (het ecosysteem) het doel en vormt de bodemkwaliteit hiervoor een randvoorwaarde (het middel), waarbij veelal gedefinieerde soorten (sleutelsoorten, doelsoorten) beschermd moeten worden '*specifieke bescherming*'.

Volgens de geïnterviewden ontbreekt er een duidelijk concept voor het beoordelen van ecotoxicologische risico's van (land-) bodemverontreiniging: wordt de *intrinsieke* waarde van de natuur of de *gebruikswaarde* van de natuur beoordeeld? In de urgentiesystematiek is een gebruiksspecifieke normering (op basis van potentieel voorkomende soortensamenstelling) opgesteld. Hierbij wordt echter geen gebruik gemaakt van andere locatiespecifieke gegevens, zoals bijvoorbeeld het bodemtype, de grondwaterstand en de aanwezige vegetatie. *Van een actuele risicobeoordeling is dan ook geen sprake*. Opgemerkt is, dat de mogelijkheid tot een meer locatie-specifieke beoordeling wel door de wet geboden is, maar dat als gevolg van onduidelijkheden in de beoordeling dit nog niet wordt toegepast bij droge bodems.



Dit is nadrukkelijk anders bij de beoordeling van risico's van waterbodemverontreiniging, waar instrumentarium beschikbaar is en verder ontwikkeld wordt om in het laboratorium en in het veld de *effecten* van de verontreinigingen (maar ook van de aanwezige componenten die niet als verontreiniging aangemerkt zijn) vast te stellen. Indien effecten worden aangetoond op de geselecteerde toetsorganismen (in het laboratorium) wordt geconcludeerd dat er sprake kan zijn van risico's, waarbij de vertaling naar de veldsituatie een gesignaleerd knelpunt vormt.

"De biologische beschikbaarheid van stoffen in bodem en waterbodem wordt vooral bepaald door de in het poriewater of bodemvocht opgeloste fractie. Dit vormt de basis voor de zogenaamde evenwichtspartitie-theorie, die er vanuit gaat dat voor de meeste (water)bodemorganismen de interne blootstelling goed voorspeld kan worden vanuit de concentraties in de waterfase (bodemvocht of poriewater). Een tweede aanname is dat er sprake is van een thermodynamisch evenwicht tussen de concentraties van een stof in de (water)bodem, het poriewater en het organisme. Geconcludeerd wordt dat deze theorie nog de nodige beperkingen en onzekerheden kent, o.a. door het optreden van niet-evenwichts-situaties, onzekerheden in de schatting van concentratie in het poriewater met standaard partiticoëfficiënten, en het feit dat soms sprake is van een aanzienlijke opname langs andere routes. Dit geldt zowel voor organische chemicaliën als voor metalen. Nagegaan moet worden in hoeverre het interne dosis concept een aantal van de onzekerheden in het kwantificeren van blootstelling kan wegnemen." (uit: Van de Guchte et.al., 1996. Ecotoxicologische risico-beoordeling van verontreinigde (water)bodems hoe verder?. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek deel, 2, Wageningen)

In de beoordeling van risico's voor het ecosysteem voor landbodems conform de urgentiesystematiek wordt geen onderscheid gemaakt tussen *puntbronnen en diffuse verontreinigingen*. Bij de beoordeling van ecotoxicologische risico's voor waterbodems is dit wel het geval.

De databehoeftte voor de beoordeling van de bodemkwaliteit in relatie tot de gevolgen voor het ecosysteem of natuurontwikkeling of herinrichting is onbekend. Het wordt betwijfeld of de invloed van bodemverontreiniging op de ontwikkeling van het ecosysteem meetbaar c.q. merkbaar is. "Ecotoxicologen hebben echter vaak het gevoel dat sluipende verontreinigingseffecten worden versluierd door de bulk-effecten van verzuring, vermesting en verdroging, en dat alleen de meer catastrofale gebeurtenissen rond verontreinigingen zichtbaar worden" (Van de Guchte, et.al, 1996). Het is maar ten dele bekend hoe een monitoring van effecten van bodemverontreiniging kan worden uitgevoerd.

De invloed van *(a)biotische omstandigheden, en de gevolgen van saneringshandelingen* (ontgraven zaadbanken, veranderen grondwaterstand) worden veel groter verondersteld dan de invloed van de verontreinigingen zelf. Er ontbreekt echter een uitgewerkte methodiek, die het afwegen van deze verschillende 'invloeden' mogelijk maakt.

Tijdsaspecten zoals het veranderen van de mobiliteit van verontreinigingen bij veranderende bodemsamenstelling of het wijzigen van de biologische beschikbaarheid, worden in het algemeen bij landbodems niet meegenomen.



In de generieke benadering van de beoordeling van ecotoxicologische risico's op basis van *een algemeen beschermingsniveau voor een percentage van de aanwezige soorten en soortensamenstelling* wordt geen rekening gehouden met *de bescherming van specifieke soorten*. De beoordeling geeft dan ook geen garantie dat de gebruikswaarde gewaarborgd is (t.a.v. vegetatie wensen in tuinen, landbouwgebruik etc.).

Omgekeerd geldt, dat van *bioassays* voor de beoordeling van de toxiciteit van bodemverontreiniging voor individuele soorten wel een indicatie geven van de mogelijke effecten op het ecosysteem, maar niet zonder meer indicatief zijn voor het percentage van soorten dat hiermee (on)beschermd is.

Het is niet duidelijk in hoeverre een verdere nuancering van actuele risico's door middel van het uitvoeren van toxiciteitstesten past binnen de generieke benadering vanuit het milieubeleid.

### 3.3 Verspreiding

In tabel 3 zijn de technische knelpunten met betrekking tot de beoordeling van verspreidingsrisico's samengevat. De tabel wordt in deze paragraaf nader toegelicht.

Tabel 3. Technische knelpunten bij het beoordelen van verspreidingsrisico's.

Technische knelpunten bij het beoordelen van verspreidingsrisico's
<ul style="list-style-type: none"><li>* simplificatie urgentiesystematiek</li><li>* invloed heterogeniteit bodem/verontreiniging</li><li>* identificatie objecten</li><li>* afbraak, verdunning</li></ul>

Voor de beoordeling van de risico's van verspreiding moet een onderscheid worden gemaakt tussen de risico's als gevolg van verspreiding (verspreiding als pad) en het risico dat verspreiding plaatsvindt (verspreiding als eindpunt).

Voor beide vragen is het van belang een inschatting te maken van de mobiliteit van de verontreiniging en de waterbeweging in de bodem. In de urgentiesystematiek wordt gewerkt met een simplificatie in de vorm van een retardatiefactor en een gemiddelde stromingssnelheid. De *invloed van de spreiding van snelheden in de bodem, en de onzekerheden rond het stofgedrag* hebben tot gevolg dat de werkelijke volumetoename sterk kan afwijken van deze inschatting.

Een verfijning van dit onderdeel van de urgentiesystematiek is wenselijk. In beginsel biedt de Wet bodembescherming de mogelijkheid gefundeerd af te wijken van de urgentiesystematiek, afwijkingen worden echter slechts beperkt geaccepteerd (zie hoofdstuk 4).

Bij het identificeren van blootgestelde objecten of ecosystemen wordt niet altijd rekening gehouden met objecten die in de toekomst als gevolg van verspreiding bereikt worden. Dit wordt wel een onderdeel van de methodiek voor de tijdstipbepaling.



De gevolgen van afbraak (dalende concentraties of het ontstaan van metabolieten) worden vaak niet meegenomen in de beoordeling van verspreidingsrisico's. Overigens geldt dit ook voor het beoordelen van ecotoxicologische en humaan-toxicologische risico's.

Aangezien verspreiding een van de drie criteria is waarop de beslissing urgent/niet urgent gebaseerd wordt, is de algemene mening van de geïnterviewden dat een nadere uitwerking van de methodiek ter bepaling van de volumetoename noodzakelijk is.



## 4 BELEIDSMATIGE KNELPUNTEN

In dit hoofdstuk worden een aantal knelpunten beschreven die een beleidsmatige oorsprong hebben, door keuzes (of juist het ontbreken daarvan) die gemaakt zijn in wet- en regelgeving. Ook hiervoor is het zinvol een onderscheid te maken tussen de beoordeling van risico's voor de mens, het ecosysteem en verspreiding.

### 4.1 Humaantoxicologische beoordeling

In tabel 4 worden de beleidsmatige knelpunten bij het beoordelen van humaan-toxicologische risico's samengevat. De tabel wordt in deze paragraaf nader toegelicht.

Tabel 4. Beleidsmatige knelpunten bij het beoordelen van humaan-toxicologische risico's.

Beleidsmatige knelpunten bij het beoordelen van humaan-toxicologische risico's
<ul style="list-style-type: none"><li>* blootstelling tot MTR-niveau versus ALARA-principe</li><li>* achtergrondblootstelling</li><li>* verstarring door standaard scenario's</li><li>* dubbele doelstelling Nader Onderzoek: aard en omvang versus risicobeoordeling</li><li>* huidig gebruik, huidige bestemming en toekomstig gebruik</li><li>* hanteren van verschillende toetsingsnormen</li></ul>

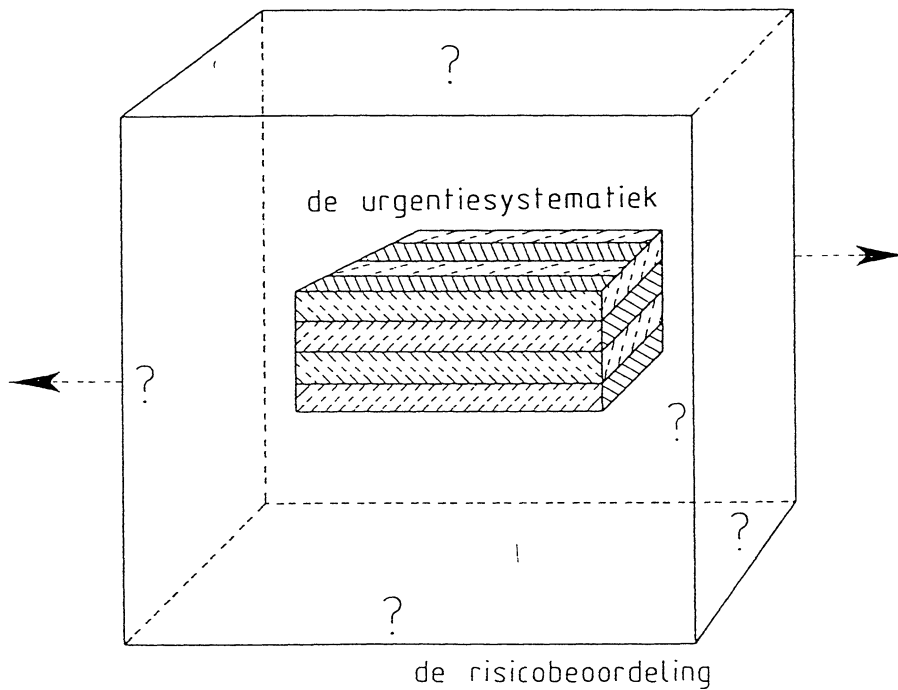
Bij het beoordelen van risico's van bodemverontreiniging wordt blootstelling vergeleken met de TDI-waarde, welke de invulling is van het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau. De keuze voor het hanteren van de TDI-waarden als toetsingscriterium (bij het beoordelen van de urgentie en de doelstelling van beveiligingsmaatregelen) heeft tot gevolg dat er in principe *blootstelling tot MTR-niveau* vanuit het compartiment bodem kan optreden. Het ALARA-principe (As Low As Reasonably Achievable) staat hiermee op gespannen voet: ondanks de intentie om te streven naar het terugdringen van risico's tot onder het MTR-niveau levert dit in de praktijk veelal financieringsvraagstukken op (wie betaalt er voor de extra inspanning?).

Binnen en tussen provincies zijn grote verschillen geconstateerd bij het omgaan met risicobeoordelingen voor het invullen van saneringsvarianten. Het berekenen van 'terugsaneerwaarden' op basis van acceptabele blootstelling wordt in sommige provincies standaard toegepast, terwijl andere provincies voor alle IBC-varianten een schone leeflaag eisen om alle contact met bodemverontreiniging tegen te gaan. Het omgaan met restverontreinigingen bij bodemsaneringen of grondwatersaneringen wordt in sommige gevallen wel op risico's gebaseerd, en in andere situaties niet.

In de urgentiesystematiek (en ook in de meeste risicobeoordelingen bij bodemverontreiniging) wordt geen rekening gehouden met *achtergrondblootstelling*. Opvulling van het MTR vanuit de bodem kan bij significante belasting uit andere compartimenten leiden tot permanente overschrijding van het MTR-niveau. Intercompartimentale afstemming van normering vindt nauwelijks plaats.



Met het vergaand uitwerken van de urgentiesystematiek ontstaat de vrees dat er in de toekomst onvoldoende ruimte zal zijn voor het afwijken van de systematiek en dat hiermee de impuls voor het verder ontwikkelen van expertise wordt weggenomen. Aan de andere kant worden de open einden in de systematiek gezien als onduidelijkheden die kunnen leiden tot ongelijkheid in besluitvorming.



09 J8 DMW

Figuur 6 Spanningsveld: Standaardisatie versus specialisatie





Door het definiëren van standaardscenario's, standaard blootgestelden en standaard bodemgegevens (bijvoorbeeld stroomsnelheden) dreigt er een *verstarring* op te treden in de locatiespecifieke beoordeling (zie figuur 6). De wens tot uniformering van besluitvorming (en hiervoor een transparante, reproduceerbare methodiek te ontwikkelen) belemmert het nuanceren van niet-uniforme locaties. Zo kan het letterlijk volgen van de regels voor het bepalen van invoergehalten in sommige gevallen leiden tot weinig representatieve uitspraken. Overigens kunnen de modellen door deskundigen uitstekend op genuanceerde wijze gebruikt worden.

De *dubbele doelstelling van het Nader Onderzoek* heeft gevolgen voor de opzet van het onderzoek. Het in beeld brengen van aard en omvang van de verontreiniging heeft vaak een hoge monsterconcentratie ter plaatse van hoge respectievelijk lage concentraties tot gevolg (hot spot en aferking). Gegevens die benodigd zijn voor het bepalen van een representatief bodemgehalte in een tuin of grondwatergehalten bij een huis zijn veelal niet voorhanden. Het bepalen van de benodigde contouren voor de risicobeoordeling conform de urgentiesystematiek gaat vaak gepaard met veel expert-judgement (of natte vinger werk).

Bij een risicobeoordeling conform de urgentiesystematiek en een risicobeoordeling ten behoeve van IBC-varianten in het saneringsonderzoek moet worden uitgegaan van het *huidig gebruik, c.q. huidige bestemming*. Een braakliggend terrein waar na bestemmingswijziging woningen worden gebouwd hoeft c.q. mag niet worden beoordeeld voor dit toekomstig gebruik. Er kan pas een beschikking worden afgegeven als deze situatie 'huidig' is. Gezien de geldigheidstermijn van uitspraken is het noodzakelijk om wijzigingen binnen de bestaande bestemming te overdenken. Hoe permanent is de verharding, hoe groot is de kans dat een plantsoen verdwijnt, e.d.?

Bij de toetsing van de blootstellingsgegevens worden *verschillende normen* (TDI, TCL, MAC, drinkwaternormen, warenwetnormen) gehanteerd. Behalve de toxicologische problemen (zie hoofdstuk 3) is beleidsmatige afstemming op dit gebied gewenst.

## 4.2 Ecotoxicologische risico's

In tabel 5 wordt een overzicht gegeven van beleidsmatige knelpunten bij het beoordelen van ecotoxicologische risico's. Deze tabel wordt vervolgens toegelicht.

Tabel 5. Beleidsmatige knelpunten bij het beoordelen van ecotoxicologische risico's.

Beleidsmatige knelpunten bij het beoordelen van ecotoxicologische risico's
<ul style="list-style-type: none"><li>* 'actueel risico' = gebruikspecifiek potentieel risico</li><li>* beleidsmatige toetsing bioassays</li><li>* puntbronnen versus diffuse bronnen</li><li>* Multifunctionaliteit voor ecosystemen?</li><li>* IBC voor ecosystemen?</li></ul>



Het begrip 'actueel risico' voor het ecosysteem is ingevuld door de  $HC_{50}$  (een maat voor het percentage soorten dat als gevolg van blootstelling aan de verontreinigende stof effecten ondervindt) te verbinden aan het oppervlak dat boven deze concentratie verontreinigd is. De oppervlakte is een maat voor het benodigde areaal om een bepaalde soortenrijkdom te laten bestaan. Dit oppervlak neemt in de systematiek toe naarmate er meer verstoring door menselijke activiteiten plaatsvindt. De  $HC_{50}$  geeft een potentieel risico aan, het is immers niet bekend of de soorten die beschermd worden überhaupt op de locatie voor (zouden kunnen) komen. De differentiatie naar oppervlak resulteert dus in een *gebruiksspecifiek potentieel risico*.

Of er sprake is van een actueel risico (in termen van een ernstige aantasting van het ecosysteem of nader gedefinieerde soorten hierbinnen) is niet bekend. Hiermee is de ecotoxicologische kennis versimpeld tot een default benadering. Volgens sommigen is het echter niet te verwachten dat de  $HC_{50}$  significant verschilt voor verschillende bodemtypen.

De inzet van *bioassays* voor het monitoren van effecten van bodemverontreiniging op toetsorganismen is omstreden voor de toepassing in landbodems. Dit is mede het gevolg van het ontbreken van een toetsingskader voor de uitkomsten van de bioassays binnen het bodembeleid.

Bij de beoordeling van risico's van waterbodems is dit in veel mindere mate het geval, alhoewel "de bestaande regelgeving in Nederland nog weinig ruimte laat voor het daadwerkelijk gebruik van ecotoxicologische informatie bij de afweging van risico's, en dat op terreinen, waar die ruimte er wel is, zoals bij monitoring, vaak nog geen eenduidige beoordelingscriteria zijn opgesteld. Kortom, veel werk bevindt zich nog op het niveau van onderzoek en projecten, en niet op het niveau van beslissingsondersteunende systemen en regelgeving" (Van de Guchte et.al., 1996).

Er wordt in de beoordeling van de urgentie van een geval geen onderscheid gemaakt tussen *puntbronnen en diffuse bronnen*, en evenmin in verschillende natuur(doel)typen. Hierdoor is het beschikbare beleidsinstrumentarium niet zo geschikt voor het nemen van beslissingen voor grootschalige, diffuus verontreinigde gebieden. Bij natuurontwikkelingsprojecten, geïnitieerd door andere beleidsvelden, wordt bodemverontreiniging in veel gevallen meer als procedureel en financieel probleem gezien (waar laat ik mijn overschot aan grond bij terreininrichting?) dan als een ecotoxicologisch probleem (kan ik mijn natuurdoeltype wel realiseren in aanwezigheid van de verontreiniging?)

Bij het uitwerken van saneringsvarianten is het niet mogelijk om de multifunctionele sanering voor het ecosysteem te definiëren. Grootschalige ontgravingen of grondwateronttrekkingen zouden een negatieve invloed kunnen hebben op het ecosysteem. Er ontbreekt een afweegkader voor deze 'verschillende' invloeden, en het invullen van het begrip 'Verwaarloosbaar risico' voor het ecosysteem.

Bij het invullen van een IBC-variant hoeft geen rekening gehouden te worden met het ecosysteem.



### 4.3 Verspreidingsrisico

In tabel 6 zijn de beleidsmatige knelpunten ten aanzien van het beoordelen van verspreidingsrisico's samengevat. De tabel wordt in deze paragraaf nader toege-licht.

Tabel 6. Beleidsmatige knelpunten bij het beoordelen van verspreidingsrisico's.

Beleidsmatige knelpunten bij het beoordelen van verspreidingsrisico's
<ul style="list-style-type: none"><li>* interpretatie van de urgentiesystematiek</li><li>* kloof in beoordeling urgentie en saneringsmaatregelen</li><li>* verschillen Wbb en BSB</li></ul>

Er bestaat onduidelijkheid over het *interpreteren van de urgentiesystematiek* ten aanzien van verspreiding. Indien zowel horizontale als verticale verspreiding plaatsvindt is niet duidelijk of deze afzonderlijk dan wel gesommeerd beoordeeld moeten worden.

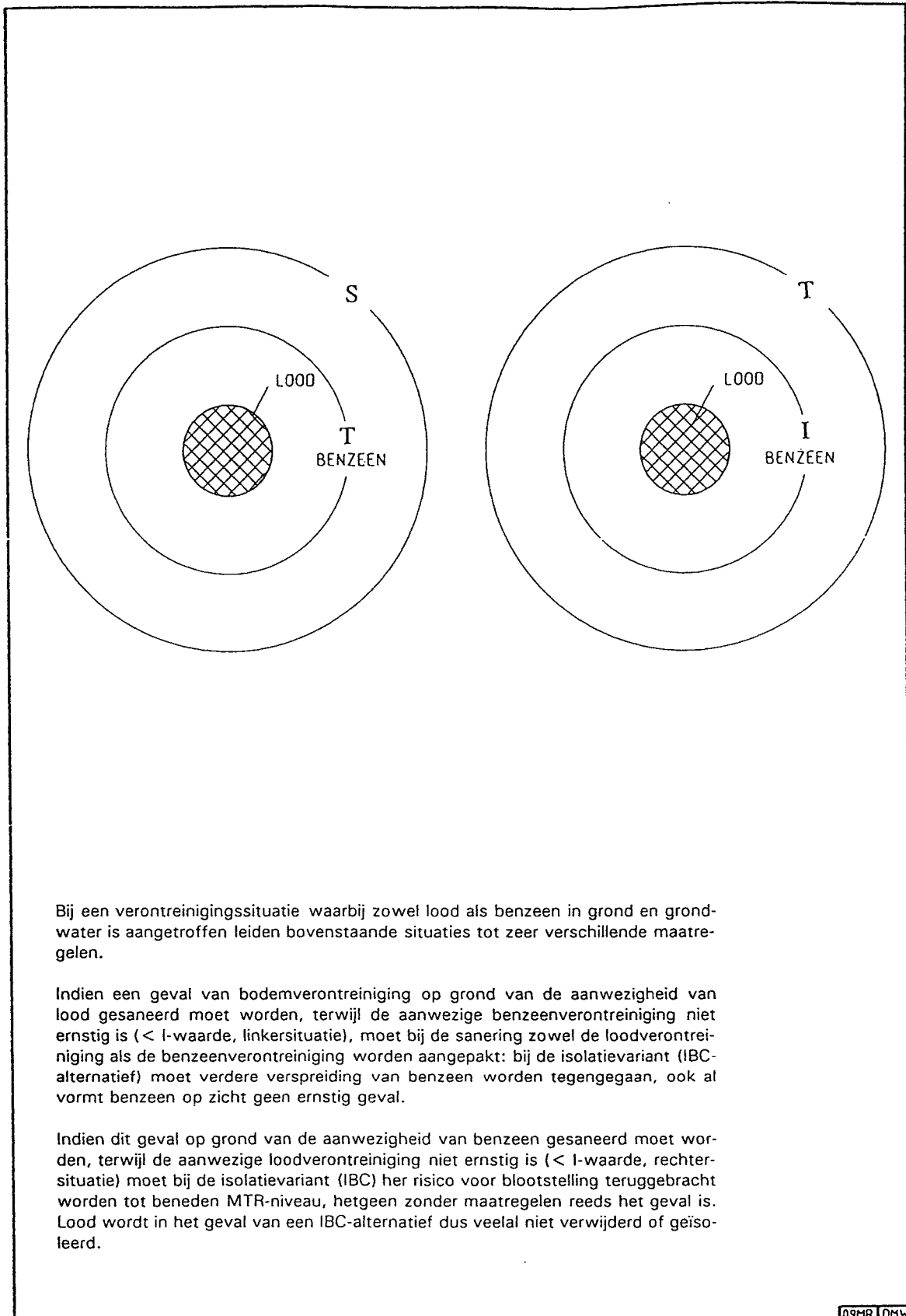
Verspreiding van verschillende verontreinigingen of van dezelfde verontreinigende stof in meerdere vlekken kan apart of als totaal beoordeeld worden.

Het is niet duidelijk in hoeverre afwijking van de verspreidingsberekening in de urgentiesystematiek geaccepteerd wordt (bijvoorbeeld monitoringsgegevens gebruiken voor het vaststellen van daadwerkelijke verspreiding).

Bij de interpretatie van verspreiding bestaat een *grote kloof tussen de beoordeling* in het kader van een nader onderzoek (volgens de urgentiesystematiek) en in het kader van het saneringsonderzoek. Het toetsingscriterium in de urgentiesystematiek is gebaseerd op een volumetoename van 100 m<sup>3</sup>/jaar boven de interventiewaarde. Dit kan gezien worden als het MTR-verspreidingsniveau. Voor saneringslocaties geldt dit MTR niveau niet als bovengrens, maar dienen alle saneringsvarianten aan een nul-emissie (of verwaarloosbaar = niet meetbaar) niveau te voldoen (het *stand-still beginsel*). Dit heeft tot gevolg dat verontreinigingen (bijvoorbeeld benzeen rond T-waarden) die als zodanig geen actueel risico voor mens, milieu en verspreiding vertegenwoordigen, op grond van andere actuele risico's van andere stoffen (bijvoorbeeld blootstelling aan lood) gesaneerd of beheerst moeten worden. Omgekeerd is dit niet het geval binnen een IBC-variant voor een benzeen-verspreidingsrisico wordt geen lood op T-waarde ontgraven als het risico beneden MTR ligt (zie figuur 7).

Het is nauwelijks mogelijk om een afweging te maken tussen inspanning (kosten, milieubelasting) enerzijds en verspreiding anderzijds. Ook bij de beoordeling van verspreidingsrisico's van *restverontreinigingen en stagnerende grondwatersaner-ingen* speelt het stand-still beginsel een belangrijke rol.

Ook de invulling van toetsingscriteria voor uitloging en verwaaiing is nog onduidelijk. De toetsing in de urgentiesystematiek verschilt van de toetsing van verspreiding in het kader van de BSB-operatie. Bij het beoordelen van bouwvergunningaanvragen wordt niet op verspreiding getoetst. Hier schuilt een gevaar van onjuiste besluitvorming ten aanzien van BSB-prioriteit en bouwen, waar op grond van de WBB andere conclusies zijn te verwachten. Het dichten van het gat tussen de systematieken is gewenst, en wordt op korte termijn gerealiseerd.



Figuur 7 Saneringsmaatregelen tot onder MTR-niveau en standstill principe



## 5 ORGANISATORISCHE KNELPUNTEN

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de knelpunten die samenhangen met de betrokkenheid van verschillende disciplines en verschillende instellingen en organisaties. Deze organisatorische knelpunten zijn niet sterk afhankelijk van de onderdelen van de risicobeoordeling.

In tabel 7 worden de organisatorische knelpunten samengevat.

Tabel 7. Organisatorische knelpunten bij het beoordelen van risico's.

Organisatorische knelpunten bij het beoordelen van risico's van bodemverontreiniging
<ul style="list-style-type: none"><li>* rolverdeling betrokken partijen<ul style="list-style-type: none"><li>- concurrentie versus coöperatie</li><li>- onafhankelijkheid versus afhankelijkheid</li></ul></li><li>* kwaliteitsborging<ul style="list-style-type: none"><li>- aanbodzijde: concurrentiedruk en modelmisbruik</li><li>- ontvangende kant: tijd en kennisgebrek</li></ul></li><li>* kennisuitwisseling</li><li>* actief bodembeheer: registratie risico-uitgangspunten</li></ul>

### 5.1 De rolverdeling

Zoals in hoofdstuk 2 reeds geschetst is, zijn er verschillende disciplines en partijen met verschillende belangen betrokken bij een risicobeoordeling bij bodemverontreiniging. De rolverdeling tussen de verschillende partijen is echter niet altijd even duidelijk. Hierdoor ontstaat vaak de situatie dat de partij die gevraagd wordt aanvullende expertise in te brengen, gezien wordt (of zich opstelt) als criticaster van de andere deskundige(n). Er is veel aandacht voor 'fouten, stomiteiten en onzin'. Universiteiten laken het gebrek aan inhoud van de risicobeoordeling, GG&GD's beschuldigen de adviesbureaus van beunhazerij, adviesbureaus klagen over het gebrek aan dialoog met de opdrachtgevers en de starre opstelling van beoordelende instanties. In sommige situaties is er dan ook eerder sprake van *competitie dan van coöperatie*.

De *onafhankelijkheid* van de uitvoerende partij wordt in twijfel getrokken op het moment dat deze partij geld verdient aan het uitvoeren van de risicobeoordeling. Dit heeft gevolgen voor de communicatie van de resultaten naar betrokken partijen.



## 5.2 Kwaliteitsborging

Kwaliteitsborging betekent dat op de essentiële momenten en op de essentiële punten gecontroleerd en zo nodig bijgestuurd wordt in het proces van risicobeoordeling.

Aan de *aanbodzijde* van de risicobeoordeling (adviesbureaus) is er sprake van een toenemende kostendruk als gevolg van een concurrentieslag in een krimpende markt. Er zal dan ook steeds minder geld beschikbaar zijn voor het zorgvuldig interpreteren van de bodemdata ten behoeve van de risicobeoordeling. Het model kan de plaats innemen van het gezond verstand, hetgeen door de meeste geïnterviewden als groot gevaar wordt gezien. Tevens bestaat de indruk dat de expertise die ontwikkeld is op het gebied van ecotoxicologische risicobeoordeling tot op heden niet of nauwelijks 'geabsorbeerd' is door de adviesbureaus.

De *ontvangende kant* (het bevoegd gezag dat de informatie van de risicobeoordeling gebruikt om een beslissing op te nemen) is veelal door tijd- en kennisgebrek niet in staat om een afdoende kwaliteitscontrole uit te voeren. Door sommige opdrachtgevers wordt verondersteld dat een urgentiebepaling in enkele uren moet kunnen worden uitgevoerd, hetgeen door andere geïnterviewden nadrukkelijk wordt tegengesproken.

## 5.3 Kennisuitwisseling

Er vindt nauwelijks kennisuitwisseling plaats tussen universiteiten, kennisinstellingen, adviesbureaus, medisch milieukundigen en opdrachtgevers voor risicobeoordelingen. Hierdoor wordt een groot deel van aanwezige kennis niet gebruikt, en worden knelpunten tegelijkertijd op verschillende plaatsen aangepakt. Er is geen platform voor de uitwisseling van problemen en ervaringen.

## 5.4 Actief bodembeheer

Bij het saneren op basis van risico's is het van belang om een goede registratie van uitgangspunten voor de risicobeoordeling te maken, opdat bij gewijzigde omstandigheden (op de locatie of in de inzichten) terug te traceren is wat de basis voor de beslissingen is geweest. Tevens moeten hierbij gebruiksbepalingen of nazorg worden beschreven.

De systemen van ruimtelijke ordening en milieu zijn te veel gescheiden. Zo worden woningbouwplannen en natuurontwikkelingsplannen al in een ver gevorderd stadium uitgewerkt voordat de aanwezige verontreiniging beschouwd wordt. Zowel qua planning als financiering is afstemming vereist.



## 6 COMMUNICATIEVIE KNELPUNTEN

Een aantal knelpunten die genoemd zijn liggen op het vlak van de communicatie. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt in communicatie tussen de deskundigen onderling, en communicatie van deskundigen naar niet-deskundige betrokkenen. In tabel 8 zijn de communicatieve knelpunten samengevat.

Tabel 8. Communicatieve knelpunten bij het beoordelen van risico's.

Communicatieve knelpunten bij het beoordelen van risico's
<ul style="list-style-type: none"><li>* communicatie tussen deskundigen<ul style="list-style-type: none"><li>- ministeries-kennisinstituten en universiteiten</li><li>- provincies-adviesbureaus</li><li>- adviesbureaus-medisch milieukundigen</li><li>- medisch milieukundigen-kennisinstituten</li><li>- kennisinstituten-adviesbureaus</li></ul></li> <li>* communicatie tussen deskundigen en niet-deskundigen<ul style="list-style-type: none"><li>- rapportage geschreven door deskundigen voor deskundigen</li><li>- beleidsmatige terminologie versus gevoelswaarde</li><li>- ratio versus emotie (risico perceptie en risico acceptatie)</li><li>- vertrouwen in deskundigheid en onafhankelijkheid</li></ul></li></ul>

### 6.1 Communicatie tussen deskundigen

Zoals al eerder is aangegeven zijn er verschillende expertisegebieden en instanties betrokken bij het uitvoeren en interpreteren van een risicobeoordeling (zie figuur 2). Er bestaat geen overkoepelende overlegstructuur waarbinnen deze partijen met elkaar over risicobeoordelingen communiceren. Wel vindt er, zowel georganiseerd als ad hoc overleg plaats tussen een deel van de partijen.

Veel van de opdrachten van kennisinstituten en universiteiten zijn afkomstig van de ministeries VROM, LNV en V&W. In het kader van dit onderzoek vindt er op projectbasis uitwisseling plaats tussen opdrachtgever en uitvoerder. Bij deze projecten zijn vaak geen andere partijen betrokken. Een deel van de onderzoeksopdrachten (ontwerp protocol luchtmetingen, tijdstipbepaling) wordt uitbesteed aan adviesbureaus. Bij dergelijke opdrachten vormt een *begeleidingscommissie met vertegenwoordigers uit alle geledingen* de basis voor communicatie van voortgang en resultaten.

Veelal vormt het bevoegd gezag (de provincie of de gemeente) de verbindende schakel tussen de deskundigen van het *adviesbureau enerzijds en (medisch) milieukundigen* van RIMH of GG&GD anderzijds. Directe communicatie tussen deze partijen komt slechts bij uitzondering voor.

De kennisuitwisseling tussen *kennisinstituten en adviesbureaus* is niet georganiseerd: via informele contacten, begeleidingscommissies en gezamenlijke projecten vindt op ad hoc basis kennisuitwisseling plaats. Ook het overleg tussen *kennisinstituten en medisch milieukundigen* heeft geen vaste basis.



De kennis en expertise die bij universiteiten aanwezig is wordt slechts in beperkte mate ingezet in de praktijk. Vaak worden universiteiten ingeschakeld buiten medeweten van het adviesbureau om ten behoeve van second opinions.

In het kader van NOBIS worden een aantal 'risico-projecten' uitgevoerd waarbij door middel van consortiumvorming en begeleidingscommissies een brede vertegenwoordiging van risico-deskundigheid wordt nagestreefd. Om afstemming tussen verschillende projecten in NOBIS, PGBO en POSW te realiseren is recentelijk een projectleidersoverleg opgestart.

*Binnen instanties of organisaties* vindt in wisselende mate communicatie plaats. Medisch milieukundigen hebben een landelijk afstemmingsoverleg en provincies en gemeenten hebben landelijke werkgroepen om beleidsstandpunten te bespreken en gezamenlijk richtlijnen te ontwikkelen. Adviesbureaus communiceren onderling alleen via informele contacten.

Concluderend kan gesteld worden dat de intentie tot afstemming bij alle partijen aanwezig is, en dat er in allerlei vormen invulling aan wordt gegeven. Door de diversiteit van activiteiten en de versnippering over verschillende partijen is er echter geen systematische kennisbundeling in Nederland op het gebied van risicobeoordeling.

## 6.2 Communicatie tussen deskundigen en niet-deskundigen

Nadat de deskundigen de risicobeoordeling hebben uitgevoerd dienen de resultaten gecommuniceerd te worden naar niet-deskundige betrokkenen zoals omwonenden, werknemers en dergelijke. Hierbij ontstaan knelpunten als gevolg van het taalgebruik en het onderschatten van het niet-rationele aspect bij de ontvangers van de boodschap.

Risicobeoordelingen die in het kader van de wet bodembescherming worden uitgevoerd worden gerapporteerd *door deskundigen voor deskundigen*. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de *beleidsmatige terminologie*. De begrippen 'ernstige verontreiniging', 'actuele risico's' en 'urgent geval' hebben voor niet-deskundigen een veel zwaardere lading dan door de deskundigen gecommuniceerd wordt. De woorden actueel en urgent suggereren de noodzaak tot directe maatregelen, terwijl in werkelijkheid saneringsmaatregelen pas na jaren gerealiseerd worden (zie figuur 8).

Er wordt vaak onvoldoende rekening gehouden met de *specifieke gevoelens* die in een wijk bestaan. Zo kan de voornaamste zorg van bewoners het financiële risico als gevolg van waardedaling betreffen, de overlast als gevolg van de saneringsmaatregelen, de benodigde verkeersomleidingen, het risico dat de tuin schade ondervindt e.d., terwijl de nadruk in de voorlichting ligt op de gezondheidsrisico's. Andersom kan de grootste angst bij bewoners over de lange termijn effecten voor de gezondheid van hun kinderen niet weggenomen worden door praktische informatie over de voorgenomen saneringsmaatregelen. Het balanceren tussen 'harde en zachte informatie', '*ratio en emotie*' is een onderschatte factor in communicatie over risico's.

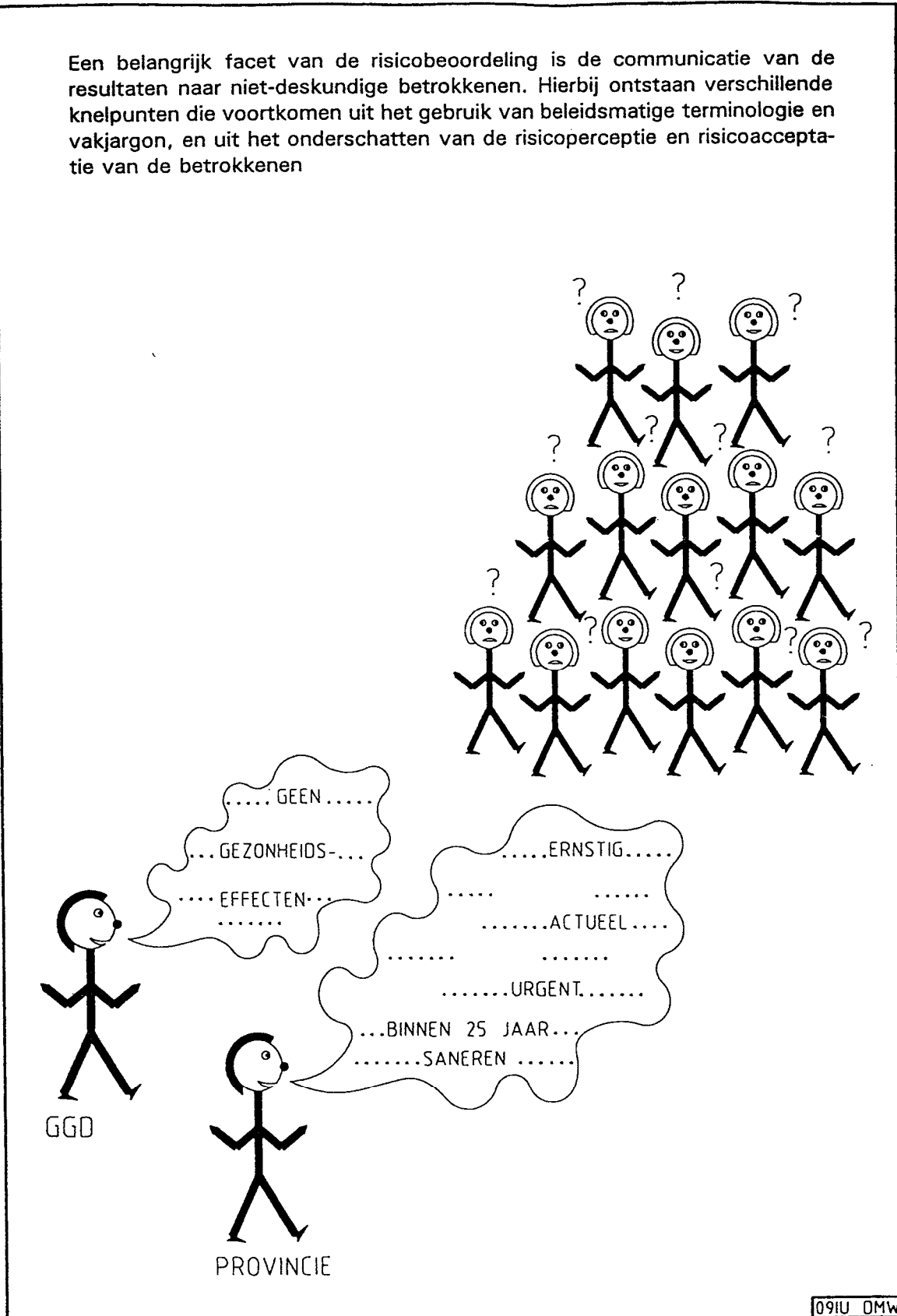




Een bijkomend probleem in de communicatie van deskundigen naar niet-deskundigen is het *gebrek aan vertrouwen* dat de betrokkenen kunnen hebben in de deskundige. Vooral als de deskundige geassocieerd wordt met de partij die beslissingen neemt over oplossingen wordt aan de onafhankelijkheid van de deskundige getwijfeld. In de praktijk wordt dit vaak opgelost door een derde partij, die geen belang heeft in de sanering, de communicatie te laten verzorgen.



Een belangrijk facet van de risicobeoordeling is de communicatie van de resultaten naar niet-deskundige betrokkenen. Hierbij ontstaan verschillende knelpunten die voortkomen uit het gebruik van beleidsmatige terminologie en vakjargon, en uit het onderschatten van de risicoperceptie en risicoacceptatie van de betrokkenen



Figuur 8 Communicatie tussen deskundigen en niet-deskundigen



## 7 OPLOSSINGSRICHTINGEN EN VERVOLGACTIES

In dit hoofdstuk worden een aantal suggesties gedaan voor het oplossen van de knelpunten, die in de vorige hoofdstukken beschreven zijn. In het algemeen geldt dat de oplossingsrichtingen bestaan uit het bij elkaar brengen van deskundigen en het uitwisselen, confronteren en integreren van kennis en ervaring. Het organiseren en faciliteren van een dergelijke kennisinfrastructuur zou gestuurd kunnen worden vanuit het PGBO. Voor het instellen van de onderstaande werkgroepen moeten duidelijke doelstellingen ten aanzien van de output worden geformuleerd. De nadruk ligt op het ontsluiten van kennis in de hoofden van de experts met als doel deze kennis te objectiveren en toegankelijk te maken voor een grotere groep (van 'brainware' via 'groupware' naar 'documentware').

Voor een beperkt aantal knelpunten is verdiepend onderzoek noodzakelijk.

De volgorde van de oplossingen sluit aan bij de volgorde van de beschreven knelpunten, en weerspiegelt derhalve geen prioriteitsstelling. De prioriteiten voor het oplossen van knelpunten waren onderwerp van discussie op de workshop (zie hoofdstuk 8).

### 7.1 Oplossingen voor technische knelpunten

#### humaantoxicologische risicobeoordeling

Om de gegevensverzameling in het bodemonderzoek beter af te stemmen op de beoogde risicobeoordeling kan een '*risico-checklist*' worden opgesteld. Deze checklist bevat een omschrijving van minimale gegevens ten aanzien van locatiegebruik, grond- en grondwaterkwaliteit, omgevingsfactoren en dergelijke. Tevens moet worden aangegeven welke monsternamestrategie, monstervoorbehandeling en analysemethodieken gebruikt kunnen worden. De risico-checklist geeft indicatieve grenswaarden waarboven luchtmetingen en gewasmetingen worden aanbevolen.

Er dient een inventarisatie te worden uitgevoerd naar de bestaande werkwijze op het gebied van gewas- en luchtbemonstering. Op basis van deze inventarisatie kan een *programma van eisen worden opgesteld ten aanzien van de strategie en methoden voor lucht- en gewasmetingen.*

Door metingen op verontreinigde locaties van het gehalte grond in huisstof en de concentratie van verontreinigingen hierin, alsmede onderzoek naar de inname van huisstof door kinderen kan *inzicht worden verkregen in de relevantie van de blootstellingsroute ingestie van verontreinigingen via huisstof.*

Voor *cyanide, kwik en de macroparameters* dient onderzoek te worden verricht naar het gedrag van deze stoffen in relatie tot blootstelling en de beoordeling hiervan.

De inspanningen op het gebied van de risicobeoordeling van minerale olie dienen gecoördineerd te worden, bijvoorbeeld door middel van een *werkgroep 'minerale olie'*.



De knelpunten met betrekking tot toxicologische vraagstukken rond tijd, combinatietoxicologie, absorptie en biologische beschikbaarheid, toetsingswaarden en lood, alsmede de afstemming van de verschillende toxicologische toetsingswaarden zouden door een *werkgroep 'humaantoxicologie bij bodemverontreiniging'* moeten worden behandeld, waarbij de werkgroep aanbevelingen doet voor het omgaan met kennisleemtes in de praktijk, en tevens onderzoeksvragen definieert en als begeleidingscommissie voor dit onderzoek fungeert.

*Onderzoek naar matrixeffecten en speciatie van verontreinigingen* moet worden voortgezet en gecoördineerd. Hierbij dient afstemming plaats te vinden tussen deskundigen op het gebied van chemische speciatie (uitloogonderzoek) en biologische c.q. toxicologische beschikbaarheid. Tevens moet worden uitgewerkt hoe de resultaten binnen de huidige systematiek geïnterpreteerd en toegepast moeten worden.

### **ecotoxicologische risicobeoordeling**

De rol van de ecotoxicologische risicobeoordeling in de besluitvorming rondom bodemonderzoek en bodemsanering van de droge bodem dient nader te worden ingevuld. Hierbij dienen de kennis en ervaring die binnen de 'waterbodemwereld' zijn opgebouwd zo optimaal mogelijk ingezet te worden. De rapportage Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodems hoe verder? (Van de Guchte et al., 1996) kan als een startdocument fungeren voor een *werkgroep 'ecotoxicologische risicobeoordeling bij bodemverontreiniging'*. Deze werkgroep dient een algemeen concept te ontwikkelen en op basis hiervan gesignaleerde knelpunten aan te pakken (in lijn met de door de werkgroep vastgestelde doelstellingen). De nadruk van de activiteiten van de werkgroep moet liggen op de implementatie van bestaande kennis in de praktijk. Hierbij zijn twee vragen richtinggevend: 1) hoe kunnen we de bestaande bodemverontreinigingssituatie (rekening houdend met de veranderingen die in de tijd optreden) beoordelen (diagnose), en 2) op welke wijze kunnen we in geval van 'actuele risico's' maatregelen beoordelen en afwegen in relatie tot de bijdrage aan risicoreductie voor het ecosysteem?

### **verspreidingsrisico's bij bodemverontreiniging**

Een *werkgroep 'verspreidingsrisico's bij bodemverontreiniging'* moet zich bezig houden met de verdere ontwikkeling van de methode ter bepaling van omvangtoename van de verontreiniging in de tijd. Dit moet resulteren in een voorstel tot aanpassing van de methodiek, en een plan van aanpak voor het uitvoeren van monitoring ten behoeve van het vaststellen van actuele verspreiding.



## 7.2 Oplossingen voor beleidsmatige knelpunten

Veel van de beleidsmatige knelpunten komen voort uit de interpretatie van de wet of het gebrek aan afstemming tussen verschillende beleidsvelden. Er bestaat grote twijfel of 'het dichttimmeren van elke wet of systematiek' haalbaar c.q. wenselijk is. Er bestaat wel behoefte aan het uitwisselen van ervaringen en standpunten met betrekking tot beleidsbeslissingen rondom risicobeoordelingen. Hiervoor kan een '*platform beleidsbeslissingen rondom risicobeoordelingen*' worden opgericht. De resultaten van de besprekingen in dit platform worden via een 'nieuwsbrief' openbaar gemaakt.

## 7.3 Oplossingen voor organisatorische knelpunten

Om samenwerking en wederzijds begrip tussen de verschillende partijen te vergroten kan een *periodiek overleg tussen vertegenwoordigers van deze partijen* worden opgezet. Dit overleg kan worden vormgegeven aan de hand van concrete praktijkgevallen, die vanuit de optiek van verschillende partijen worden beoordeeld. De resultaten van een dergelijke uitwisseling worden verspreid via de kanalen van de deelnemers en gepubliceerd in de vorm van een rapport of nieuwsbrief.

Om de kwaliteitsborging van de aanbiedende kant te stimuleren kan '*vrijwillige deelname aan second-opinions*' worden georganiseerd. Hierbij vindt periodieke controle van de kwaliteit van de risicobeoordeling plaats door een tweede partij. Deelnemers beoordelen en worden beoordeeld. Dit kan eventueel gecombineerd worden met discussie-sessies waarin aan de hand van een enkele casus verschillen in interpretatie worden besproken. Een andere mogelijkheid voor kwaliteitsborging bij de aanbieders is het uitvoeren van een '*ringonderzoek*'.

Voor het verhogen van de kwaliteit aan de ontvangende kant kan overwogen worden een '*controle checklist*' op te stellen of '*controle trainingen*' te organiseren. Tevens kan worden vastgesteld in welke gevallen een beoordeling van de risicobeoordeling door medisch milieukundigen noodzakelijk is (*regels voor melding c.q. adviesplicht*).

De ontwikkelde kennis bij universiteiten en kennisinstellingen kan sneller en effectiever worden ingezet in de praktijk indien er een '*informatie netwerk risicobeoordelingen*' wordt opgezet. Binnen dit netwerk worden vraag en aanbod geregistreerd en worden partijen bij elkaar gebracht om de kennisontwikkeling zo 'markgericht' mogelijk te laten verlopen.



#### 7.4 Oplossingen voor communicatieve knelpunten

Om de communicatie tussen partijen te bevorderen wordt deelname van de partijen aan het informatie-netwerk risicobeoordelingen voorgesteld. Indien er meerdere werkgroepen of platforms gestalte krijgen zal de communicatie langs deze weg bevorderd worden.

De communicatie tussen deskundigen en niet-deskundigen kan bevorderd worden door in ieder onderzoek een *'leken-samenvatting'* op te nemen. In deze leken-samenvatting wordt in begrijpelijk Nederlands, zonder beleidsmatige terminologie uitgelegd wat er mis is met de bodem, en wat de consequenties voor de gebruikers van het terrein zijn. Een proto-type leken-samenvatting kan worden opgesteld door communicatie-deskundigen, in samenwerking met de Stichting Natuur en Milieu en bewonersvertegenwoordigers en medisch milieukundigen.

Voor bodem- en saneringsdeskundigen kan een *trainingsprogramma* worden opgezet, waarin zowel de *psychologische als communicatieve kennis en vaardigheden* worden overgebracht.



## 8 RESULTATEN VAN DE WORKSHOP VAN 19 JUNI 1996

In dit hoofdstuk worden in hoofdlijnen de resultaten van de workshop weergegeven.

Het *doel* van de workshop was om op basis van dit rapport te komen tot een evaluatie en selectie van de beschreven knelpunten en het vaststellen van kansrijke oplossingsrichtingen voor deze knelpunten.

Hiertoe is een drietal subgroepen gevormd die rondom een centrale vraagstelling discussie gevoerd hebben.

Op basis van het bespreken van de schema's in bijlage 3 is inzicht verkregen in het belang dat aan de geïdentificeerde knelpunten wordt toegekend, en het dragvlak voor de voorgestelde oplossingsrichtingen.

Omdat de geïdentificeerde knelpunten een zeer verschillend karakter hebben, is gekozen voor de volgende driedeling:

Subgroep 1: knelpunten waarvoor nader onderzoek nodig is, of waarvoor afstemming tussen onderzoekers gewenst is.

Subgroep 2: knelpunten waarvoor een discussie op conceptueel niveau noodzakelijk is voordat een concrete invulling van kennisleemtes kan plaatsvinden.

Subgroep 3: knelpunten waarvoor organisatorische randvoorwaarden geschapen moeten worden die de communicatie en kennisuitwisseling rondom risico's bevorderen.

In afzonderlijke werksessies is getracht een onderzoeksprogrammering of actieplan op te stellen om de belangrijkste knelpunten op te heffen.

In de volgende paragrafen wordt een overzicht van de resultaten van de subgroepen gepresenteerd.



## 8.1 Subgroep 1: Technische knelpunten, waarvoor nader onderzoek en afstemming van onderzoek noodzakelijk zijn

### Algemene opmerkingen

Voorafgaand aan de discussie is aan de aanwezigen in deze sessie gevraagd opmerkingen te maken en aanvullingen te geven op de geïnventariseerde knelpunten in het concept-rapport.

De volgende punten zijn hierbij opgemerkt:

- Bij risicobeoordelingen wordt vooral uitgegaan van de zaken die gemeten zijn. Door bijvoorbeeld te hoge kosten of door het ontbreken van historische informatie wordt echter niet alles gemeten. Van de bijdrage van stoffen die niet gemeten zijn, is niets bekend.
- Aandacht zou geschonken kunnen worden aan de typologie van de bron in relatie tot de te verwachten stoffen. Hierbij dienen met name de maatgevende stoffen geïdentificeerd te worden.
- De simpele methode uit de urgentiesystematiek met betrekking tot verspreidingsrisico's is moeilijk middels metingen te verifiëren.
- De identificatie en interpretatie van gegevens met betrekking tot risicogroepen is in de huidige systematieken nog onderbelicht. Als er voor bepaalde stoffen specifieke 'kinder-TDI's' zijn afgeleid, dient hier in de risicobeoordeling rekening mee gehouden te worden.
- Discussie over knelpunten bij (met name ecotoxicologische) risico's is niet los te koppelen van de discussie in de tweede workshop (conceptuele knelpunten), doordat juist als gevolg van beperkingen in, of het ontbreken van concepten veel knelpunten ontstaan.
- Zoals in de rapportage aangegeven is de doelstelling van een risicobeoordeling erg belangrijk.
- Interpretatie van bio-assays is een probleem.

### Aanvullingen

Na deze eerste inventarisatieronde is gediscussieerd over aanvullingen op de in de tabel in bijlage 3 genoemde items. Deze aanvullingen zouden meegenomen kunnen worden bij de vaststelling van vervolgonderzoek.

De volgende aanvullingen op onderzoekthema's werden genoemd:

- Het zou wenselijk zijn om de aannemelijk gemaakte 'werkelijke' effecten van bodemverontreiniging te evalueren. Hierbij zouden zowel humane als ecotoxicologische effecten in de evaluatie meegenomen kunnen worden.
- Testen waarbij gebruik gemaakt wordt van biologische indicatoren zijn bij de beoordeling van landbodems in vergelijking tot de waterbodem onderbelicht. Over dit onderwerp werden de volgende zaken ingebracht:
  - mogelijk zou de humane risicobeoordeling gebruik kunnen maken van biomarkers. Hierdoor kan mogelijk een betere relatie gelegd worden tussen verontreiniging en effecten;
  - de correlatie tussen diverse testen zou onderzocht kunnen worden, waardoor mogelijk een afstemming tussen risicobeoordeling van de mens en het ecosysteem plaats kan vinden;
  - er zou gezocht kunnen worden naar brede concepten voor risicobeoordeling waardoor een betere afstemming tussen humane, ecologische en verspreidingsrisico's kan worden bereikt.





- De relatie tussen biobeschikbaarheid en effecten blijft een belangrijke onderzoeksrichting waarbij de volgende zaken meegenomen kunnen worden:
  - . koppeling tussen de 'traditionele' beschikbaarheidstesten en de recente effectgerichte testen;
  - . relatie tussen totaal gehalten, partitie en bio-beschikbaarheid;
  - . relatie tussen partitie en bio-beschikbaarheid;
  - . relatie tussen bodemtypecorrectie en effecten.
- De invloed van heterogeniteit zou systematisch in beeld gebracht kunnen worden. Op basis van deze informatie kan een advies gegeven worden hoe omgegaan dient te worden met heterogeniteit.
- Evaluatie van reeds uitgevoerde Nadere Onderzoeken.

### **Prioriteiten en Oplossingsrichtingen**

Op basis van de in de tabel genoemde oplossingsrichtingen en de hierop gegeven aanvullingen is bij de aanwezigen geïnventariseerd welke onderwerpen prioriteit hebben voor nadere uitwerking. Tevens is hierbij ingegaan op de vorm waarin de nadere uitwerking moet plaatsvinden. In het onderstaande wordt per besproken onderwerp hiervan kort verslag gedaan.

#### **Humaan:**

##### **Interpretatie van onderzoeksgegevens:**

Algemeen werd erkend dat de huidige onderzoeksprotocollen niet de juiste gegevens leveren voor een risicobeoordeling van verontreinigde landbodems. Behoeftte bestaat aan een integrale aanpak van de genoemde knelpunten. Momenteel wordt door Chemielinco, Grontmij en Tauw in opdracht van VROM reeds gewerkt aan de verbijzondering van het protocol voor Nader Onderzoek. Met de verbijzondering dient het NO zo uitgevoerd te worden dat alle gegevens voor de urgentiebepaling beschikbaar komen. Onderdeel van de verbijzondering zijn meetprotocollen voor gewas en binnenlucht.

##### **Transformatie naar blootstelling:**

Huisstof werd niet als knelpunt gezien omdat blootstelling aan huisstof in vergelijking tot ingestie van gronddeeltjes een ondergeschikte rol speelt. De in het Duitse UMS-model opgenomen inhalatie van stofdeeltjes geeft een grove overschatting van de blootstelling.

Transformatie kan niet geheel los gezien worden van andere knelpunten, zoals onder andere interpretatie en speciatie. Van de aangegeven verontreinigingen werd met name minerale olie als knelpunt gezien. Daarnaast werden ook de macro-parameters genoemd. Ten aanzien van minerale olie zijn reeds enkele aanzetten gedaan, als voorbeeld werd de systematiek van Tauw genoemd, daarnaast wordt bij het RIKZ (E. Evers) onderzoek gedaan naar effecten van minerale olie.

##### **Interpretatie humaan toxicologische blootstelling**

De knelpunten ten aanzien van de (toxicologische) interpretatie worden onderzocht. Aangegeven wordt dat de GGD-Groningen (F. Duin) voor vluchtige verbindingen bezig is met integratie van diverse criteria.



## Ecosysteem

### Partitie versus interne dosis

Als onderzoeksrichting werd een effectgerichte benadering voorgesteld. Door integratie van dit onderwerp met beide voorgaande onderwerpen zou een meer effectgerichte benadering van bodemverontreiniging ontwikkeld kunnen worden. Deze benadering zou niet alleen voor ecologische maar ook voor humane risico's gebruikt kunnen worden.

### Toepassing Bio-assays

Interpretatie is bij het gebruik van bio-assays essentieel. De voorgestelde uitwisseling van ervaring tussen land- en waterwereld werd hierbij als noodzakelijk beschouwd om tot oplossingen te komen.

## Verspreiding

### Simplificatie verspreidingsmodule

Ten aanzien van verspreidingsrisico's werd een afwijkend concept voorgesteld waarbij uitgegaan wordt van een vrachtbenadering. Hierdoor zouden veel praktische problemen voorkomen kunnen worden.

Door de aanwezigen zijn de volgende prioriteiten gesteld ten aanzien van oplossingsrichtingen:

1. evaluatie werkelijke humane en eco(toxico)logische risico's (effecten) als gevolg van blootstelling aan bodemverontreiniging en het gebruik van meetprotocollen hierbij;
2. integratie van risicokennis waterbodems met landbodems;
3. interpretatie van onderzoeksgegevens;
4. interpretatie toxicologische data; hoofdproblemen: TDI, matrixeffecten, integratie verschillende normeringen;
5. minerale olie;
6. bodemtype correctie;
7. bio-assays ecotoxicologisch/humaan;
8. partitie versus interne dosis;
9. transformatie naar blootstelling;
10. verificatie verspreidingsrisico's.

Voor deze onderwerpen (in volgorde van belangrijkheid) is nader onderzoek gewenst.



## **8.2 Subgroep 2: Conceptuele knelpunten, waarvoor afstemming tussen verschillende beslisniveaus plaats moet vinden**

### **Ecosysteem**

De discussie in subgroep 2 heeft zich hoofdzakelijk toegespitst op de rol van de ecotoxicologische risicobeoordeling.

Allereerst is vrij uitgebreid gediscussieerd over de behoefte aan een concept voor eco(toxico)logische risicobeoordeling. Naar de mening van de aanwezigen is er sterke behoefte aan een duidelijk concept, dat concreet 'handen en voeten' krijgt. Dat dit tot op heden nog weinig aandacht heeft gekregen heeft naar de mening van de subgroep een tweetal redenen:

- aantasting van het ecosysteem is niet zichtbaar ("regenwormen met hoofdpijn", 3 miljoen bacteriën in plaats van 30 miljoen);
- de 'echte' (theoretische) ecologen hebben zich tot op heden niet of nauwelijks in de milieuwereld geroerd: er is niet of nauwelijks communicatie tussen de ecologenwereld en de milieuhygiënist.

Op het niveau van het ontwikkelen van instrumentarium voor testen en metingen kan de terrestische bodem-wereld gebruik maken van de kennis die in waterbodempland reeds is ontwikkeld. Dit kan een nuttige aanvulling van het instrumentarium van risicobeoordelaars van landbodemverontreinigingen worden. Hierbij dient in conceptuele zin wel vastgesteld worden:

- wanneer en in welke mate van detail het ecosysteem beoordeeld moet worden (bestemmingsafhankelijk, verontreinigingstype-afhankelijk, afmeting-afhankelijk, etc.)
- hoe de resultaten van de metingen geïnterpreteerd kunnen worden in het licht van acceptatie van risico's voor het ecosysteem.

De voorgestelde werkgroep ecotoxicologie bij bodemverontreiniging, waarin specialisten uit terrestische en waterbodem-ecologie verenigd zijn, kan een zinvol begin zijn. Deze werkgroep moet allereerst een uitwerking maken van het concept: Ecotoxicologie bij bodemverontreiniging. Dit concept moet getoetst worden bij verschillende betrokken partijen. Op basis van dit algemene concept moet de werkgroep sturend optreden in het uitzetten en begeleiden van projecten die tot doel hebben het concept nader in te vullen. Tevens moet de werkgroep een actieve rol spelen bij de communicatie van onderzoeksresultaten (kennismake-laar).

Het tweede knelpunt ten aanzien van de ecotoxicologische risicobeoordeling betreft de afweging van risico's van verontreinigingen versus de risico's van maatregelen. Naar de mening van de subgroep is dit geen conceptueel knelpunt, maar ontbreekt het aan een instrumentarium om een afweging te maken van verschillende risico's. Op het moment dat het concept van de rol van ecosysteem binnen de risicobeoordeling van bodemverontreiniging helder is, kan ook deze systematiek worden opgezet.



### **Humaan**

De genoemde knelpunten met betrekking tot de humaantoxicologische risicobeoordeling zijn kort besproken. De acceptatie van de toepassing van risicobenadering bij het invullen van maatregelen is algemeen ervaren als een belangrijk aandachtspunt voor afstemming van beleid. Een werkgroep zoals voorgesteld kan een oplossing zijn, mits deze werkgroep niet alleen tot informatieuitwisseling leidt, maar tevens voldoende gewicht heeft om beslissingen in deze richting te sturen dan wel te nemen.

Het opzetten van een goede registratie voor het waarborgen van risicomangement bij functioneel saneren is weliswaar van belang, maar zal zich niet zo gauw uniform laten regelen. Behalve voor risicobeoordeling zijn ook andere informatiestromen (bijvoorbeeld nazorg bij saneringsmaatregelen) van belang voor het garanderen van verantwoord bodembeheer. Dit knelpunt moet in ander kader worden uitgewerkt.

### **Verspreiding**

Het knelpunt zoals beschreven in het rapport, met betrekking tot de beoordeling van verspreiding vanuit het stand-still principe is in de subgroep niet besproken.

Concluderend kan worden gesteld, dat de hoogste prioriteit binnen deze subgroep ligt bij het verder uitwerken van een concept voor ecotoxicologische risicobeoordeling bij bodemverontreiniging. In het algemeen is men de mening toegedaan dat het van belang is de ecotoxicologische risicobeoordeling een meer volwaardige plaats te geven dan nu in bijvoorbeeld de urgentiesystematiek het geval is. Indien er niet op afzienbare termijn een duidelijk concept ligt, bestaat de vrees dat er feitelijk alleen naar humaantoxicologie en verspreiding zal worden gekeken.

Voordat er direct op het niveau van meten en testen kennisuitwisseling tussen waterbodem-risicobeoordelaars en landbodemdeskundigen plaats kan vinden is het belangrijk om een eenduidig en geaccepteerd concept te ontwikkelen.

De hiervoor benodigde werkgroep dient voldoende expertise en besliskracht te hebben om een significante bijdrage aan de discussie en oplossing te kunnen leveren.



### 8.3 Subgroep 3: Communicatieve en organisatorische knelpunten

#### Algemeen

In een algemene ronde wordt opgemerkt dat de rol van de risicobeoordeling zeer sterk is toegenomen. Niet alleen dient dit instrument ter prioritering van gevallen, maar ook om de beslissing van wel of niet saneren te nemen. Hiermee zijn de belangen sterk toegenomen en is duidelijke en effectieve communicatie ook belangrijker.

Een onderscheid in urgentie en tijdstipbepaling enerzijds en het met behulp van risicobeoordeling vaststellen van de saneringsdoelstelling anderzijds is van belang. Vooral bij de laatste toepassing is wegens het ontbreken van richtlijnen of protocollen het helder registreren, rapporteren en communiceren van uitgangspunten en resultaten essentieel.

Wat ontbreekt in het rapport is de inbedding van de risicobeoordeling bij bodemverontreiniging in het algemene risicobeleid en risico-filosofie. Begrippen als MTR, VR, ALARA en dergelijke, vinden hun basis in andere beleidsdocumenten die vaak voor de deskundigen vanzelfsprekend lijken, maar voor 'buitenstaanders' de nodige toelichting behoeven.

De definities en begrippen zijn voor communicatie van wezenlijk belang.

Juist in het gebied waarin de beleidsruimte wordt ingevuld is communicatie van belang. Het betreft een multi-actor, transdisciplinair werkveld, dus de discussie moet niet monodisciplinair gevoerd worden. Veel van de knelpunten zijn juist hier een gevolg van.

#### Communicatie tussen deskundigen

Er wordt opgemerkt dat er feitelijk twee categorieën 'deskundigen' te onderscheiden zijn:

1. de toepassers van risicomodellen, degenen die de uitkomsten van de risicobeoordeling moeten beoordelen (gemeenten, provincies);
2. de ontwikkelaars, experts op deelgebieden van de risicobeoordeling.

Het type vragen verschilt voor deze twee categorieën. De toepasser heeft behoefte aan systematiektoelichting (Helpdesk), en anderzijds antwoord op meer specifieke vragen die bij het beoordelen spelen (zowel inhoudelijk als hoe het beleid geïnterpreteerd moet worden).

De ontwikkelaars hebben behoefte aan afstemming van hun ontwikkelingen met marktfragen, ontwikkelingen in aanpalende gebieden en vergelijkbare ontwikkelingen in andere landen. Hiervoor zijn netwerken noodzakelijk.

In het algemeen is er binnen een bepaald type instelling (bijvoorbeeld universiteiten, kennisinstituten) wel redelijke tot goede afstemming, maar is dit tussen de verschillende type instellingen niet of nauwelijks het geval.

Het lijkt van belang om de bestaande netwerken te inventariseren en te koppelen. Deze netwerken werken echter niet vanzelf, is de mening van de aanwezigen. Er moet een bindende factor zijn, die de mensen steeds weer bij elkaar brengt. Samen dingen doen, producten opleveren kan een goede basis voor uitwisseling vormen. Een deel van dit kennismanagement moet wellicht uitbesteed worden aan deskundigen op het gebied van kennismanagement en communicatie.



### **Communicatie tussen deskundigen en niet-deskundigen**

Het gevaar bestaat, dat als de deskundigen door middel van succesvolle netwerken de gelederen gaan sluiten, de afstand tussen de deskundigen en niet-deskundigen voor de laatsten gevoelsmatig vergroot wordt. Is in de bestaande situatie de GGD nog een onafhankelijke, kritische deskundige, in een goed ge-oliede 'deskundigen-machine' is de GGD onderdeel van het systeem. Het is van belang om de niet-deskundige voldoende en goed afgestemde informatie te geven om een eigen mening over de situatie te kunnen vormen. Voorlichters kunnen hierbij een belangrijke rol spelen. Het maken van een lekensamenvatting en het ter harte nemen van de aanbevelingen in het boek "Communicatie bij bodemverontreiniging" van Fred Woudenberg van de GGD Rotterdam lijkt zinvol.



## BIJLAGE 1. INTERVIEW DOCUMENT

### INLEIDING

Risico-evaluaties nemen een steeds belangrijker plaats in de besluitvorming rondom het uitvoeren van onderzoek en het nemen van maatregelen bij bodemverontreiniging. De risico-onderbouwing van de interventiewaarden en de invulling van de urgentiesystematiek hebben hiertoe een enorme impuls gegeven.

In de praktijk wordt onder de naam risico-evaluatie of risicobeoordeling een grote variëteit aan activiteiten verstaan. In het algemeen kan worden gesteld dat hierbij veelal sprake is van een of meer van de volgende aspecten:

- het kwantificeren (of kwalificeren) van *blootstelling* (bijvoorbeeld met een blootstellingsmodel als HESP of Csoil);
- het *vergelijken* van blootstelling met toetsingswaarden (TDI-waarden, TCL-waarden, MAC-waarden, etc.);
- het beschrijven van *gezondheidseffecten* als gevolg van blootstelling;
- het *vergelijken* van bodemconcentraties met toetsingswaarden (interventiewaarden, HC50-waarden, etc.);
- het *voorspellen* van transportprocessen (verspreiding);
- het *communiceren* van de resultaten.

Welke stappen uitgevoerd worden hangt af van het doel van de risicobeoordeling en het kennisniveau van de uitvoerende.

In het kader van beleidsbeslissingen zijn een aantal aspecten in detail vastgelegd (bijvoorbeeld het optellen van stofgroepen in het kader van de urgentiesystematiek), terwijl bij bijvoorbeeld het uitwerken van een risicobeoordeling op verzoek van een bewonerscommissie de vertaling van modelmatig voorspelde en beleidsmatig beoordeelde risico's naar te verwachten nadelige effecten moet plaatsvinden.

Deze verschillende doelstellingen hebben elk specifieke knelpunten tot gevolg die op verschillende expertisegebieden kunnen liggen.

In het project 'Inventarisatie knelpunten bij het beoordelen van risico's van bodemverontreiniging', uitgevoerd in het kader van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, zal een overzicht worden gegeven van de verschillende doelstellingen die bij het uitvoeren van risicobeoordelingen in de praktijk worden nagestreefd en de relevante actoren die hierbij betrokken zijn. Dit kan tevens gezien worden als het raamwerk van de gewenste kennisinfrastructuur. Tevens wordt een kort overzicht van de buitenlandse ontwikkelingen gegeven.

Doelstelling van het project is het in beeld brengen van de huidige stand van zaken op het gebied van risicobeoordeling in de Nederlandse praktijk om te komen tot een onderbouwd en breed gedragen overzicht van *knelpunten* en suggesties voor *oplossingsrichtingen*.



Om een goed beeld te krijgen van de belangrijkste problemen is het van belang met een groot aantal actoren over dit onderwerp van gedachten te wisselen (op-somming niet limitatief, indeling niet rigide):

1. uitvoerende instanties: adviesbureaus;
2. beoordelende instanties: gemeenten, provincies, VROM, RIZA, GGD, RIVM, TCB;
3. ontwikkelende instanties: RIVM, universiteiten, kennisinstituten, adviesbureaus.

Deze notitie vormt een raamwerk voor de gesprekken die in de maanden maart, april en mei 1996 plaatsvinden. Het raamwerk heeft tot doel, de gesprekken enigszins te structureren, opdat een systematische verwerking kan plaatsvinden. Het is geenszins de bedoeling dat alle genoemde onderwerpen ter sprake komen, of dat er geen onderwerpen kunnen worden toegevoegd.

Wellicht is het zinvol een specifiek geval te evalueren, en de daarbij opgetreden knelpunten te bespreken.

De navolgende vragen kunnen in het gesprek aan de orde kunnen komen.





## VRAGENLIJST INTERVIEWS

### Positionering geïnterviewde

Naam, opleiding, functie, aandachtsveld.  
In welke hoedanigheid bent u betrokken bij 'risico-beoordeling'?

### Rol van risicobeoordeling in besluitvorming

Wat is het doel van de risicobeoordeling?  
Voor wie wordt de risicobeoordeling uitgevoerd?  
In welk stadium van het onderzoek wordt een risicobeoordeling uitgevoerd?  
Over welke termijn wordt een uitspraak gedaan?  
Welke beslissingen worden ermee ondersteund?  
Welke rol speelt u hierin?  
Wat zijn de eisen ten aanzien van de opzet/uitvoering in relatie tot besluitvorming (wat is vastgelegd, wat is vrij)?

### Definiëring 'Risicobeoordeling en Actuele risico's'

Uit welke onderdelen moet een risicobeoordeling bestaan in relatie tot welk doel?  
Wanneer is sprake van 'actuele risico's'?

### *Humaantoxicologische risicobeoordeling*

#### **bron**

Welke (invoer) gegevens worden gebruikt om de bron van de bodemverontreiniging te karakteriseren?  
Hoe wordt het representatief bodemgehalte bepaald (omgaan met meetgegevens, heterogeniteit, e.d.)?  
Hoe worden bodem, grondwater en bodemlucht meetwaarden gehanteerd?

#### **pad**

Welke blootstellingspaden worden in beschouwing genomen?  
Welke berekeningsmethoden worden hiervoor gebruikt?  
Maakt u gebruik van modellen?

#### **object**

Voor welke objecten wordt de humaan toxicologische risicobeoordeling uitgevoerd? (kind, volwassene, levenslanggemiddeld scenario)?  
Welke blootstellingsgegevens worden gebruikt?  
Welk tijdsruim wordt met de risicobeoordeling afgedekt?  
Wordt rekening gehouden met de groepsgrootte van de objecten?



### **Toxicologische beoordeling**

Welke toetsingscriteria worden gehanteerd (TDI, TCL, MAC, etc.)?  
Maakt u onderscheid tussen carcinogene en niet-carcinogene stoffen?  
Doet u uitspraken over gezondheidseffecten bij overschrijding van toetsingswaarden?  
Beveelt u weleens bevolkingsonderzoek? Wie voert dit uit?  
Welke aanvullende gegevens gebruikt u (wanneer, waarom, hoe)?

### *Ecotoxicologische risicobeoordeling*

Onder welke omstandigheden beoordeelt u risico's voor het ecosysteem?  
Welke aspecten evalueert u bij de ecotoxicologische risicobeoordeling?  
Hoe beoordeelt U de risico's voor het ecosysteem?  
Hoe legt u de relatie tussen bodemkwaliteit en de potentie van een ecosysteem zich te ontwikkelen?  
Wat is de relatie tussen individuele soorten en het ecosysteem?  
Maakt u gebruik van monitoring van risico's voor ecosysteem?  
Houdt u rekening met de verandering van bodemkwaliteit in de tijd?

### *Verspreiding van verontreiniging*

Vormt verspreiding een vast onderdeel van de risicobeoordeling?  
Hoe definieert u verspreidingsrisico: risico als gevolg van verspreiding of risico dat verspreiding optreedt?  
Hoe toetst u de optredende of voorspelde verspreiding?  
Welke tijdstermijn moet inbeschouwing genomen worden?

### *Overige risico's*

Welke overige risico's neemt u mee in uw risicobeoordeling:  
arbeidsomstandigheden?  
risico's van saneringsactiviteiten?  
anders?

### Keuzemogelijkheden

Houdt u bij de risicobeoordeling rekening met toekomstige scenario's of potentieel gebruik van de lokatie?  
Houdt u rekening met achtergrondblootstelling?  
Hoe gaat u om met de aanwezigheid van meerdere verontreinigende stoffen?  
Hoe uitgebreid is de risicobeoordeling, 'quick and dirty' of 'maximaal compleet'?  
Wat zijn de kosten van een risicobeoordeling?  
Wanneer beveelt u aanvullende metingen aan?  
Hoe gaat u om met discrepanties tussen berekende en gemeten waarden?  
Gebruikt u risicobeoordelingen voor prioriteitsstelling?  
Zijn er suggesties voor het verbeteren van de methodiek?  
Zijn er bij u voorbeelden bekend van gevallen waarin verkeerde conclusies zijn getrokken?



### Communicatie

Voor wie is de risicobeoordeling in eerste instantie bedoeld?

Welke andere betrokkenen zijn te identificeren?

Worden alle belanghebbenden op dezelfde manier geïnformeerd?

Welke voorlichting/aanvullende informatie wordt verstrekt?

Wie is verantwoordelijk voor de communicatie van de resultaten?

Vindt er een terugkoppeling plaats tussen eventuele reacties van betrokkenen en de uitvoerenden?

### Eindconclusie

Wat ervaart u als de belangrijkste knelpunten?

Welk onderzoek zou naar uw mening moeten worden uitgevoerd om de genoemde knelpunten op te lossen?





## BIJLAGE 2. GERAADPLEEGDE PERSONEN

Ministerie van VROM/DGM	Dhr. drs. C. Denneman
TCB	Dhr. dr. J. Vegter
Provincie Gelderland/IPO	Dhr. ir. C. Beurmanjer
Provincie Overijssel	Mw. drs. A. Grinwis
VNG Milieudienst Amsterdam	Dhr. drs. D. Moet Dhr. drs. F. van Hage
GG&GD Amsterdam	Dhr. dr. J. van Wijnen Mw. ir. T. Fast
RIMH Utrecht	Dhr. drs. A. van Breemen
RIVM	Dhr. dr.ir. F. A. Swartjes Mw. ir. E. Soczo
TNO MEP (Apeldoorn) TNO (Den Helder)	Dhr. drs. de Weger Dhr. dr. M. Scholten
RIZA	Dhr. drs. C. van de Guchte
Landbouw Universiteit Wageningen	Dhr. dr. S. van der Zee
Grontmij Iwaco Witteveen en Bos Tauw Milieu	Mw. drs. J. Wezenbeek Dhr. drs. J. Tuinstra Dhr. ir. G. van den Munckhof Dhr. drs. R. Theelen Dhr. ir. J. Koolenbrander
Stichting Nederland Gifvrij	Dhr. H. de Baas
Shell Internationale Petroleummij	Dhr. dr. W. Veerkamp
<b><u>Begeleidingscommissie:</u></b>	
Provincie Gelderland/IPO Vrije Universiteit Amsterdam RIVM	Dhr. ir. T. Edelman Dhr. prof. dr. N.M. van Straalen Dhr. ir. R. van den Berg





### BIJLAGE 3. OPZET VAN DE DISCUSSIE IN SUBGROEPEN

#### Subgroep 1: Technische knelpunten, waarvoor nader onderzoek en afstemming van onderzoek noodzakelijk is

Knelpunt	Is dit een knelpunt?	Is het belangrijk?	Oplossingsrichting	Goede richting?	Alternatieven
<p><u>Humaan</u></p> <p>Interpretatie bodem-onderzoeksgegevens (3.1.1): dynamiek schaal tijd meetprotocollen</p> <p>Transformatie naar blootstelling (3.1.2): huisstof binnenlucht cyanide, kwik lood</p> <p>minerale olie ..... .....</p> <p>Interpretatie (3.1.3.): tijd - TDI achtergrond combi-tox matrixeffecten macroparameters effecten VGZ afstemming toetsingswaarden ..... .....</p> <p><u>Ecotoxicologie (3.2)</u></p> <p>partitietheorie vs interne dosis</p> <p>toepassing bio-assays  .....</p> <p><u>Verspreiding (3.3)</u></p> <p>Simplificatie verspreidingsmodule  .....</p>			<p>opstellen risico-checklist</p> <p>programma van eisen lucht- en gewasmetingen</p> <p>huisstofmetingen onderzoek onderzoek werkgroep toxicologie werkgroep minerale olie</p> <p>werkgroep tox. werkgroep tox. werkgroep tox. onderzoek onderzoek communicatie GGZ werkgroep tox.</p> <p>onderzoek</p> <p>uitwisseling onderzoekservaring waterbodems/landbodems</p> <p>Toepassen van bestaande modellen voor inschatting verspreiding, o.i.v. heterogeniteit, dispersie, afbraak, etc.</p>		

**Subgroep 2: Conceptuele knelpunten, waarvoor afstemming tussen verschillende beslisniveaus plaats moet vinden**

Knelpunt	Is dit een knelpunt?	Is het belangrijk?	Oplossingsrichting	Goede richting?	Alternatieven
<p><u>Humaan</u></p> <p>Acceptatie toepassing van risicobepaling bij definitie van saneringsmaatregelen (risicogestuurd saneren)</p> <p>Gebruiksdefinitie en actief bodembeheer: huidig gebruik vs. huidige bestemming vs. toekomstig gebruik</p> <p>.....</p> <p>.....</p> <p>.....</p> <p><u>Ecotoxicologie</u></p> <p>Rol van ecotoxicologische risicobeoordeling bij landbodems: intrinsieke waarde of gebruikswaarde ?</p> <p>Afweging risico's van verontreinigingen versus risico's van saneringsmaatregelen</p> <p><u>Verspreiding</u></p> <p>Stand still principe versus 'MTR'-verspreiding</p>			<p>Harmonisatie uitgangspunten risicogestuurd saneren in platform beleidsbeslissingen</p> <p>registratie van uitgangspunten risicobeoordeling: koppeling aan huurovereenkomst, kettingsbeding</p> <p>werkgroep ecotoxicologie bij bodemverontreiniging (uitwisseling waterbodem en landbodem)</p> <p>werkgroep ecotox.</p> <p>werkgroep verspreidingsrisico's bij bodemverontreiniging</p>		





**Subgroep 3: Communicatieve en organisatorische knelpunten**

Knelpunt	Is dit een knelpunt?	Is het belangrijk?	Oplossingsrichting	Goede richting?	Alternatieven
Rolverdeling betrokken partijen			Periodiek overleg door vertegenwoordigers van partijen		
Kwaliteitsborging aanbodzijde			second opinions ringonderzoek		
ontvangende kant			controle-checklist controle-trainingen melding- adviesplicht GGD's		
Kennisuitwisseling deskundigen - deskundigen			informatienetwerk risicobeoordelingen		
deskundigen - niet-deskundigen			lekensamenvatting training communicatie voor risicocommunicatie		





## BIJLAGE 4. AFKORTINGEN

ALARA	As low as reasonably achievable
BSB	Bodemsanering van in gebruik zijnde bedrijfsterreinen
HC50	Hazardous concentration 50
GGD	Gemeentelijke gezondheidsdienst
IBC	Isoleren Beheersen Controleren
LNV	Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij
MAC	Maximaal Aanvaarde Concentratie
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau
NOBIS	Nederlands Onderzoekprogramma Biologische In-situ Sanering
PGBO	Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek
POSW	Programma Onderzoek Sanering Waterbodems
RIKZ	Rijksinstituut voor Kust en Zee
RIMH	Regionale Inspectie Milieuhygiëne
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
RIZA	Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling
TCB	Technische Commissie Bodembescherming
TCL	Toelaatbare Concentratie in de Lucht
TDI	Toelaatbare Dagelijkse Inname
TNO	Instituut voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek
VC	Vinylchloride
VR	Verwaarloosbaar Risiconiveau
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
V&W	Ministerie van Verkeer en Waterstaat
VUA	Vrije Universiteit Amsterdam
WBB	Wet bodembescherming