

RIVM rapport nr. 711701 018

**Ecologische risicobeoordeling van verontreinigde
(water)bodem - voorstellen ter verbetering van de
urgentiesystematiek**

M. Rutgers, T. Aldenberg, R.O.G. Franken, D.T.
Jager, J.P.A. Lijzen, W.J.G.M. Peijnenburg, A.J.
Schouten, T.P. Traas, D. de Zwart, L. Posthuma

Augustus 2000

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal Milieubeheer,
Directie Bodem, in het kader van project 711701, Risico's in relatie tot bodemkwaliteit.

Abstract

In the Netherlands the application of a decision support system to determine the urgency for remediation (hereafter the urgency system) when a site is contaminated above the standards for soil contamination (intervention values combined with criteria for polluted volume and surface area) is advised by the Soil Protection Act. The urgency system is now in function for about 5 years. New technical and scientific insights, bottlenecks in the application of the urgency system, and new soil protection policy are pressing towards reflection and reformulation of the current practice (Nijhof and Koolenbrander 1998, VROM/IPO/VNG 1999). The aim of this study is to create applicable proposals for site-specific ecological risk assessment possibly to improve the current urgency system, accommodating the current trends.

The first proposal is focussed on a central role of the calculation of the toxic pressure per chemical and of the combined toxic pressure of all chemicals together at the site, rather than comparison of concentrations of chemicals with HC_{50} values or soil quality standards. Calculation of toxic pressure provides a solid foundation for the estimation of hazardous ecological effects of all contaminants together. User-friendly instructions for calculating and interpreting toxic pressure should be incorporated within the framework of an improved urgency system.

Further insight of site specific ecological risks can be obtained from evaluating bioavailability of the chemicals, and incorporating the results of site specific biological information in the risk assessment, such as bioassay testing en ecological field observations. This is provisionally worked out in the second proposal. Introducing additional information according to the lines of the 'Triad' approach (environmental chemistry, bioassay testing, ecological observations) will improve the reliability of the assessment, because it will efficiently eliminate intrinsic uncertainties in assessment techniques. However, site-specific biological testing (bioassays, ecological observations) is not sufficiently standardized for the terrestrial ecosystem, and interpretation of the results relies strongly on expert judgement. In the proposal it is suggested to insert preliminary instructions for bioavailability considerations and biological testing as extra tools for risk assessment in addition to the framework of the renewed urgency system. This will facilitate the evaluation of results from risk assessment based on information from the calculation procedures as well as from additional tests, e.g, biological measurements.

Inhoud

1. Inleiding	9
4.1 Bever	9
4.1 Normen en de urgentiesystematiek	9
4.1 Huidige situatie	9
4.1 Een nieuwe urgentiesystematiek?	10
4.1 Doel van dit rapport	11
4.1 Leeswijzer	11
2. Ecologisch risico bij de urgentiebeslissing	13
2.1 De rekenregels in de urgentiesystematiek	13
2.2 Extra gegevens voor de urgentiebeslissing	13
2.3 Draagvlak	14
3. State-of-the-art in ecologische risicobeoordeling	15
4. Naar een eenvoudige risicobeoordelingssystematiek	17
4.1 Voorstel 1: betere urgentiesystematiek met dezelfde basisgegevens	18
4.1.1 Voorstel 1a	19
4.1.2 Voorstel 1b	20
4.2 Voorstel 2: geringe meerinspanning met aanvullende gegevens	20
4.2.1 milieuchemie inclusief biobeschikbaarheid	21
4.2.2 Ecotoxicologie op basis van bioassay gegevens	21
4.2.3 Ecologie?	22
4.2.4 Verbetering in een additioneel kader	23
4.3 Voorstel 3: state of the art voor een beoordelingssystematiek	23
4.4 Ruimtelijke aspecten en bodemgebruik	24
4.5 Onzekerheid	25
4.6 Monitoring van ecologische risico's	26
5. Benodigde inspanning voor het opzetten van een beoordelingssystematiek	27
6. Praktische consequenties van de aanpassingen	29
7. Aanbevelingen	30
Literatuur	31
Bijlage 1: Begrippenkader	35
Bijlage 2: Verzendlijst	38

Uitgebreide samenvatting

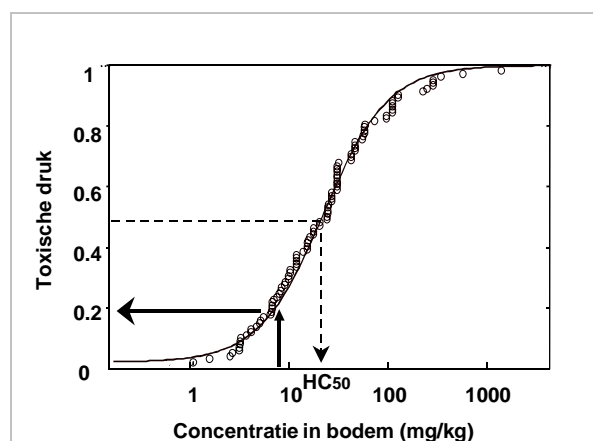
De systematiek voor de bepaling van de saneringsurgentie in de Wet bodembescherming (Wbb; kortweg urgentiesystematiek; zie Koolenbrander 1995) is nu ongeveer 5 jaar operationeel. Een van de onderdelen in de urgentiesystematiek betreft de afleiding van actuele ecologische risico's van (water)bodemverontreiniging. In dit rapport zijn voorstellen geformuleerd voor eenvoudige methodieken om locatiespecifieke ecologische risico's af te leiden op basis van de technisch-wetenschappelijk ontwikkelingen anno 2000. De voorgestelde methodieken kunnen in principe worden gebruikt ter vervanging van de rekenregels in de urgentiesystematiek of als een aanvullend instrumentarium. In tabel 1 zijn de verschillende voorstellen samengevat.

Het eerste voorstel is uitsluitend gebaseerd op een inschatting van de ecologische risico's op basis van de aanwezigheid van verontreinigende stoffen en literatuurgegevens voor toxiciteit: bij voorstel 1a wordt gebruik gemaakt van NOEC (no-observed effect concentraties) waarden uit het databestand dat ook gebruikt wordt bij de afleiding van HC_{50} waarden t.b.v. de normstelling; bij voorstel 1b worden ook andere data (bijvoorbeeld LC_{50} en EC_{50} waarden) bij de beoordeling betrokken.

Bij het tweede voorstel wordt de beoordeling volgens de uitgangspunten van een Triadebenadering uitgevoerd, waarbij de milieuchemische benadering van voorstel 1 wordt aangevuld met biologische gegevens, zoals meetbare toxiciteit in monsters van de verontreinigde locaties m.b.v. bioassays en ecologische veldwaarnemingen. Het derde voorstel is gebaseerd op de *state-of-the-art* in de risicobeoordeling. Enkele elementen hiervan zijn wel opgenomen in tabel 1 maar worden verder niet in detail uitgewerkt in dit rapport (maar zie bijvoorbeeld De Zwart et al. 1999).

Voorstel 1

Een risicobeoordeling met de huidige urgentiesystematiek wordt uitgevoerd met gegevens uit het oriënterend en nader bodemonderzoek. Bij voorstel 1 wordt de risicobeoordeling gebaseerd op dezelfde set basisgegevens. De ecologische risico's worden bepaald, net als bij de urgentiesystematiek, op basis van de aanwezigheid van de verontreinigende stoffen. De concentratie van elke gemeten stof wordt omgerekend tot een maat voor de toxische druk op het ecosysteem, kortweg toxische druk (TD) genoemd. Deze maat voorspelt, op basis van het huidige kennisniveau en op een eenvoudige wijze, de mogelijke effecten en wordt geschaald van 0 tot 1 (of 0% tot 100%). Bij de berekening van de TD per stof is het mogelijk om via rekenregels rekening te houden met de combinatiewerking van stoffen, met stoffen die onder de HC_{50} aanwezig zijn, en met de natuurlijke achtergrondconcentraties van stoffen.



Figuur 1:
Grafische weergave van een Species Sensitivity Distribution (SSD) en afleiding van de toxische druk (TD; zie tekst).

Tabel 1: Elementen in de huidige urgentiesystematiek, in de risicobeoordeling anno 2000 en voorstellen voor eenvoudige systematieken (+ element aanwezig of op te nemen; +/- element evt. op te nemen; 1-9 zie voetnoten) op basis van informatietype (milieuchemie, bioassays, ecologie).

	Milieuchemische beoordeling			Triade	State of the art
	urgentie-systematiek	voorstel 1a	voorstel 1b	voorstel 2	voorstel 3
Locatiespecifieke gegevens t.b.v. beoordeling					
Milieuchemische informatie:					
Stofconcentraties (werking per stof - noec)	+ (1)	+ (2)		+ (3)	+ (3)
Stofconcentraties (werking per stof - EC ₅₀)			+ (2)		
Bodemtypecorrectie a-specifiek	+	+	+	Nvt	Nvt
Combinatie van meerdere stoffen	+ (4)	+	+	+	+
Meewegen stoffen beneden IW		+	+	+	+
Biobeschikbaarheidscorrectie				+	+
Tijdsafhankelijkheid biobeschikbaarheid				+/-	+
Bioaccumulatie				+/-	+
Doorvergiftiging				+/-	+
Biodegradatie				+/-	+
Transportverschijnselen				+/-	+
Ruimtelijke aspecten	+ (5)			+(5,6)	+(6)
Bioassays gegevens:					
Ex situ Bioassays				+	+
In situ Bioassays					+/-
Tijdsafhankelijkheid ecotoxiciteit					(7)
Ecologische informatie:					
Observaties aan organismen					+
Observaties aan populaties					+
Observaties aan gemeenschappen				+/-	+
Metingen ecologische processen, functies					+
Tolerantieverschuiving bij populatie					+/-
Tolerantieverschuiving bij gemeenschap					+
Tijdsafhankelijkheid ecologische aspecten				+ (8)	+ (9)

1. Bij de urgentiesystematiek worden lokale stofconcentraties vergeleken met de HC₅₀-waarde (uit de normstelling).
2. Hier wordt bedoeld de stofconcentraties omgerekend naar een enkele maat voor de toxische druk (TD).
3. Hier wordt bedoeld de stofconcentratie omgerekend naar een maat voor de TD waarbij rekening gehouden wordt met partiële biobeschikbaarheid.
4. Bij bepaling van de ecologische urgentie wordt het aantal zogenaamde "HC₅₀-waarde overschrijdingen" bij elkaar opgeteld. Deze optelling geeft een kwalitatieve indruk van de ernst van de verontreiniging. Stoffen in concentraties net onder de HC₅₀ waarde worden niet bij de beoordeling betrokken.
5. Bij de bepaling van de urgentie wordt het aantal malen HC₅₀ waarde overschrijding, geschaald op een oppervlakte die gerelateerd is aan het bodemgebruik (zie ook 1). Deze inschaling is niet gebaseerd op een kwantitatieve inschatting van de gevoeligheid van het ecosysteem (gevoeligheid van soorten en processen).
6. Er zijn rekenmethoden beschikbaar om het totaal aan verontreinigd oppervlak (of volume) te schalen op het totaal voor de beoordeling relevante oppervlak. Afhankelijk van de beoordeling kan dit oppervlak dus beduidend groter zijn dan het verontreinigd oppervlak.
7. Empirische modellen voor locatiespecifieke toxiciteit bestaan niet; een mogelijkheid is om in een modelsysteem met monsters van de locatie een simulatie uit te voeren en de resultaten daarvan bij de beoordeling te betrekken.
8. Het gevoel bestaat dat maatregelen soms een grotere impact hebben dan de schade van de verontreiniging zelf. Een voorbeeld is de verwijdering van gezichtsbepalende vegetatie i.v.m. een saneringsoperatie. De tijd die nodig is voordat de gewenste situatie hersteld is, dient bij de beoordeling betrokken te worden.
9. Om de te verwachten ecologische ontwikkeling in ruimte en tijd in te kunnen schatten, zijn er empirische responsmodellen nodig die de relatie tussen ecologie en verontreiniging aangeven. Deze worden momenteel ontwikkeld, maar zijn nog niet operationeel.

Bij voorstel 1a wordt de TD-berekening gebaseerd op een *species sensitivity distribution* (SSD) die opgebouwd is met NOEC waarden uit de literatuur, gelijk aan de SSD curve voor de afleiding van de HC₅₀ in de procedure waarin t.b.v. normstelling de streef- en interventiewaarden worden afgeleid (zie figuur 1). De TD berekening op basis van NOEC waarden kan met een beperkte inspanning geformaliseerd worden (voorstel 1a) tot een beslissingsondersteunende systematiek die vergelijkbaar is met de urgentiesystematiek.

Bij voorstel 1b wordt een aangepaste berekeningswijze voor de TD voorgesteld. In het geval van een ernstig verontreinigde locatie (de IW is overschreden voor tenminste één stof) krijgt de TD-berekening meer betekenis wanneer een SSD wordt gebruikt die tevens (of uitsluitend) gebaseerd is op EC₅₀ en LC₅₀ waarden, omdat een overschrijding van de 50^{ste} percentiel van een LC₅₀-waarde-verdeling een duidelijker betekenis heeft in termen van schade dan een overschrijding van dezelfde percentiel bij een NOEC-verdeling. Immers, indien een concentratie van een stof in het milieu overeenkomt met de 50ste percentiel van de LC₅₀-SSD, dan betekent dit dat voor 50% van de generieke soortenverzameling verwacht mag worden, dat de LC₅₀ is overschreden. Een ander voordeel is dat een SSD op basis van EC₅₀ en LC₅₀ waarden in veel gevallen statistisch betrouwbaarder is dan een SSD op basis van alleen NOEC waarden, omdat meer invoergegevens beschikbaar zijn. Voor het ontsluiten van bruikbare toxiciteitsdata dient overigens nog wel een behoorlijke inspanning gepleegd te worden, omdat deze data niet standaard ontsloten worden bij de afleiding van HC₅ en HC₅₀ waarden. De inconsistentie die lijkt te ontstaan in vergelijking met het normenstelsel is volgens het RIVM slechts schijn en niet bezwaarlijk, omdat in het geval van een ernstige bodemverontreiniging de ecologische risicobeoordeling een ander doel dient, namelijk het betrouwbaar aangegeven van de saneringsprioriteit van locaties t.o.v. andere locaties! Met nadruk wordt gesteld dat het niet gaat om het afleiden van een nieuw normenstelsel (waarmee normaliter onderscheid gemaakt wordt tussen verontreinigde en niet-verontreinigde locaties), maar om de ontwikkeling van een beoordelingssystematiek voor het onderscheiden van verschillende, ernstige verontreinigingsgevallen op basis van de totale toxiciteit op de locatie.

Voorstel 2

Bij het tweede voorstel voor een beoordelingssystematiek wordt de milieuchemische benadering van voorstel 1 verder uitgewerkt door rekening te houden met partiële biobeschikbaarheid. Tevens wordt aangegeven hoe volgens de Triade-benadering de beoordeling onderbouwd moet worden met gegevens van locatiespecifieke biologische bepalingen, zoals bioassays en ecologische veldwaarnemingen. Voor een beoordeling volgens het tweede voorstel zijn extra locatiespecifieke gegevens nodig in aanvulling op het oriënterend en nader bodemonderzoek.

Partiële biobeschikbaarheid is één van de factoren in de bodem die het verschil aangeeft tussen potentiële en actuele blootstelling aan de verontreiniging. Bij de berekening van de TD kan hier rekening mee worden gehouden. Dit kan door met behulp van evenwichtspartitie-modellen de beschikbare concentraties van de verontreinigende stoffen in het poriewater af te leiden, zowel voor de monsters van de te beoordelen locatie, als voor de toxiciteitsexperimenten die in de literatuur zijn beschreven. De poriewaterconcentratie in monsters van de locatie kan ook gemeten worden, evenals bioaccumulatiefactoren die van belang zijn voor de mate van doorvergiftiging via voedselketens.

De betrouwbaarheid van een risicobeoordeling zal sterk verbeteren wanneer ook rekening wordt gehouden met locatiespecifieke biologische gegevens, zoals de resultaten van een bioassay, of veldwaarnemingen. De zogenoemde 'Triade'-benadering is een geschikte methode om volgens het principe van *weight of evidence* drie soorten gegevens bij de beoordeling te betrekken; nl. milieuchemische gegevens, resultaten van bioassays, en ecologische waarnemingen. De onzekerheid als gevolg van non-representativiteit van elk van de Triade onderdelen apart voor de bepaling van de feitelijke ecologische effecten van de verontreiniging (conceptuele onzekerheid),

wordt hierdoor effectief geëlimineerd. Een aantal biologische testen en waarnemingsprotocollen zijn beschikbaar om in een beoordelingskader toegepast te worden, maar als gevolg van het ontbreken van een geaccepteerd referentiekader en toetsingscriteria, dient aandacht te worden besteed aan goede (lokale) referentiemonsters en controle experimenten. In gevallen van ernstige bodemverontreiniging zullen snelle of 'acute' bioassays en protocollen voor eenvoudige ecologische veldobservaties vaak voldoende 'onderscheidend vermogen' bezitten om relatieve effecten te kwantificeren. Desalniettemin is de kans op een vals-negatieve uitslag bij deze toetsen aanwezig; een negatief resultaat moet in voorkomende gevallen dan ook aanleiding zijn om een gevoeliger toets in te zetten. Uitwerking van de Triade-benadering t.b.v. locatiespecifieke risicobeoordeling bij waterbodems is reeds ter hand genomen (STOWA/RIZA 1997, Tuinstra et al. 2000) en bij landbodems bevindt deze zich in de initiatiefase (De Zwart et al. 1999, Lahr et al. 1999, Bioclear 1999).

Conclusies en aanbevelingen

De rekenregels in de huidige urgentiesystematiek zijn gebaseerd op de optelling van het aantal HC₅₀ overschrijdingen. Een risicobeoordeling die gebaseerd is op de berekening van de TD per stof en de gesommeerde TD voor alle stoffen conform voorstel 1 (a en b) is beter onderbouwd dan de rekenregels in de urgentiesystematiek. Wel dient in vergelijkende gevallen dezelfde set stoffen geanalyseerd te worden (bijvoorbeeld alle stoffen uit het nader bodemonderzoek). De waarderingscriteria (bij de huidige urgentiesystematiek is dat de oppervlaktetabel; blz. 56-57, Koolenbrander 1995) voor de TD dienen vastgesteld te worden, bijvoorbeeld in overleg met bevoegd gezag en de overheid, en eventueel met deskundigen en gebruikers. De schatting is dat een werkende beoordelingssystematiek met een geringe inzet van capaciteit gerealiseerd kan worden (maanden), omdat er geen nieuwe kennis gegenereerd hoeft te worden.

De ideeën uit het tweede voorstel kunnen een indicatieve uitwerking krijgen als toegevoegd instrumentarium, bijvoorbeeld bij de eenvoudige systematiek van voorstel 1 of bij de urgentiesystematiek. Met dit voorstel wordt de aanzet gegeven voor een systematiek waarbij biologische informatie (afkomstig van bioassays en veldwaarnemingen) en analyse van de biobeschikbaarheid op een gestructureerde wijze bij de beoordeling wordt betrokken. Deze aspecten kunnen volgens de Triade-benadering geïntegreerd worden, zodat een locatie eventueel niet-urgent kan worden verklaard ondanks de aanwezigheid van een verontreiniging (en *vice versa*). In het toegevoegde instrumentarium kan ook rekening worden gehouden met onzekerheden in de beoordelingsuitslag. Een te grote onzekerheid (feitelijke onzekerheid door non-representativiteit van de beoordelingsparameter en/of statistische variabiliteit) kan dan resulteren in een advies om extra onderzoeksgegevens in te brengen, alvorens tot een besluit te komen waarbij misschien grote financiële, maatschappelijke en ecologische consequenties in het geding zijn. De kosteneffectiviteit als gevolg van de afweging tussen meer onderzoek en aanpassing van het maatregelenpakket dient hierbij in het oog te worden gehouden.

De urgentiesystematiek is bedoeld om bij ernstig verontreinigde locaties de saneringsprioriteit aan te geven op basis van locatiespecifieke risico's. Voor wat betreft de ecologie bepalen de kwantitatieve gegevens in de zogenaamde 'oppervlaktetabel' (blz. 56-57 in de urgentiesystematiek; Koolenbrander 1995) het netto aantal urgente locaties. De praktische consequenties van een beoordelingssystematiek volgens het eerste voorstel om de saneringsprioriteit te bepalen zijn niet direct evident. Net als de rekenregels in de urgentiesystematiek geeft de TD berekening een schatting van de *relatieve* effecten van de verontreiniging, maar wel beter onderbouwd dan de optelling van het aantal HC₅₀-overschrijdingen. Een systematiek op basis van de TD kan dus gebruikt worden om verschillende locaties te ordenen in volgorde van saneringsprioriteit op basis van locatiespecifieke risico's. De nader vast te stellen waarderingscriteria zijn vervolgens bepalend of een nieuwe beoordelingssystematiek leidt tot netto meer, of juist minder, urgente locaties in vergelijking met de huidige urgentiesystematiek. Overigens dient men zich te realiseren dat volgens de Wbb elk

geval van ernstige bodemverontreiniging uiteindelijk gesaneerd dient te worden (bij niet urgente locaties behoeft de termijn niet aangegeven te worden); de urgentiesystematiek is ‘slechts’ een prioriteringsinstrument. Een strengere of soepelere beoordelingssystematiek, bijvoorbeeld op basis van de totale TD, verandert hier niets aan.

Het bodemsaneringsbeleid is recent op een andere koers gezet (VROM/IPO/VNG 1999). Voorheen was het saneringsdoel in alle gevallen ‘schone’, voor alle bodemgebruik geschikte grond. In sommige gevallen (niet-mobiele, historische verontreiniging) mag nu rekening worden gehouden met het beoogde bodemgebruik. Parallel aan de uitgangspunten die hierbij gehanteerd werden in de vorm van bodemgebruikswaarden (BGWs; Lijzen et al. 1999b) kan bij de nadere vaststelling van waarderingscriteria voor de TD en de gesommeerde TD voor alle stoffen in het eerste voorstel ook rekening worden gehouden met het beoogd bodemgebruik. Voor een ecologisch minder gevoelig bodemgebruik zou een hogere totale TD geaccepteerd kunnen worden. In de huidige urgentiesystematiek is dit uitgewerkt door verschillende criteria te hanteren voor 3 bodemgebruiksvormen via een oppervlaktecorrectie (zie de oppervlaktetabel, blz. 56-57, Koolenbrander 1995).

Een beoordeling op basis van een systematiek volgens de voorstellen 1a en 1b is niet duurder dan toepassing van de huidige urgentiesystematiek, omdat de gegevens van het oriënterend en nader bodemonderzoek gebruikt worden. Toepassing van de beoordelingsinstrumenten, die volgens de aanbeveling indicatief uitgewerkt worden als toegevoegde systematiek, leidt wel tot hogere kosten, omdat er extra locatiespecifieke gegevens gegenereerd moeten worden. In een eenvoudige configuratie is het ‘meer-werk’ beperkt, omdat de kosten per grondmonster van een acute bioassay en een simpele ecologische observatie, in dezelfde orde van grootte liggen als die voor een set milieuchemische analyses. Bij een nog uitgebreidere beoordeling dient een afweging te worden gemaakt tussen financiële, maatschappelijke en ecologische risico's als gevolg van de verontreiniging, en de voordelen (kosteneffectiviteit) van een betere onderbouwing. Het is mogelijk dat een goed onderbouwde beoordeling als resultaat heeft dat de ecologische effecten acceptabel zijn en leidt tot het niet-urgent verklaren van de locatie, ondanks de aanwezigheid van (ernstige) verontreiniging (en *vice versa*), met alle eventuele ecologische, financiële en maatschappelijke voordelen van dien.

1. Inleiding

4.1 Bever

In 1997 werd door het Ministerie voor Volksgezondheid en Ruimtelijke Ordening en Milieu, Directoraat Generaal Milieu (VROM-DGM), een koerswijziging in het bodemsaneringsbeleid geïnitieerd. Volgens de Wet bodembescherming (Wbb) dient bij een urgent geval van bodemverontreiniging veroorzaakt vóór 1987 binnen 10 jaar met de sanering worden aangevangen; bij zeer urgente gevallen binnen 4 jaar (Vossen et al. 1996). Het saneringsdoel was schone, voor alle bodemgebruiksvormen geschikte grond (multifunctioneel saneren; afhankelijk van locatiespecifieke omstandigheden mag de IBC variant worden toegepast). Na de door Bever (Beleidsvernieuwing bodemsanering) gekatalyseerde beleidswijziging is het saneringsdoel afhankelijk van het beoogde bodemgebruik op de locatie. Voor clusters van bodemgebruiksvormen zijn bodemgebruikswaarden (BGW's) ontwikkeld (VROM/IPO/VNG 1999; Lijzen et al. 1999b). Dit is verder uitgewerkt naar een dikte en kwaliteit van een leeflaag die als saneringsmaatregel bij een immobiele verontreiniging toegepast mag worden. Voor de bodemgebruiksvormen natuur en landbouw zijn (nog) geen BGW's gedefinieerd en dient het saneringsdoel via (locatiespecifiek) maatwerk bepaald te worden. Inmiddels is er een voorstel voor functiegerichte bodemkwaliteitswaarden voor landbouw en natuur (FBS-waarden, IKC 1999). Het saneringsdoel is dus voortaan gedifferentieerd. Een niet helemaal schone bodem, maar met een voldoende kwaliteit voor het beoogde bodemgebruik, kan door het bevoegd gezag worden geaccepteerd.

4.1 Normen en de urgentiesystematiek

Binnen de Wbb geldt een stapsgewijze benadering bij gevallen van bodemverontreiniging. De generieke benadering met streefwaarden (SW) en interventiewaarden (IW) wordt gebruikt om te bepalen of er sprake is van 'schone' grond ($< SW$), bodemverontreiniging ($> SW$; $< IW$), respectievelijk ernstige bodemverontreiniging ($> IW$). Deze benadering blijft gehandhaafd. Het SW-IW-stelsel is generiek, d.w.z. het is van toepassing voor alle type bodems en bodemverontreiniging met bekende stoffen door heel Nederland en er wordt geen onderscheid gemaakt naar bodemgebruik of ecosysteem. Nadat vast is komen te staan dat er sprake is van een ernstig geval van bodemverontreiniging wordt het locatiespecifieke traject ingegaan, m.a.w. een naar de specifieke situatie beredeneerde schatting van de risico's waarbij rekening gehouden wordt met het bodemgebruik, bodemtype, blootstelling en type receptoren. De systematiek voor de bepaling van de saneringsurgentie (kortweg urgentiesystematiek) in de circulaire van de Wbb vormt de officiële wijze om locatiespecifieke risico's bij de bepaling van de saneringsurgentie te betrekken. De urgentiesystematiek bestaat uit drie onderdelen, namelijk humane risico's, ecologische risico's en risico's voor verspreiding van de verontreiniging. In dit rapport wordt uitsluitend ingegaan op het ecologische onderdeel van de urgentiesystematiek. In de geest van het nieuwe bodembeleid zijn locatiespecifieke ecologische risico's voor het beoogde bodemgebruik als gevolg van de aanwezigheid van verontreiniging bepalend voor de saneringsurgentie. Sanering dient er dan op gericht te zijn ongewenste blootstelling te voorkomen.

4.1 Huidige situatie

Als gevolg van inhoudelijke knelpunten bij de huidige urgentiesystematiek (Nijhof 1996, Grontmij 1997) en naar aanleiding van Bever (VROM/IPO/VNG 1999) is de behoefte ontstaan om locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling nader te beschouwen. De terminologie in de huidige urgentiesystematiek geeft aan dat er locatiespecifieke ("actuele") risico's afgeleid worden. Gebruikers en deskundigen hebben het gevoel dat de systematiek niet voldoet aan de eisen die aan een moderne locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling gesteld mogen worden (Nijhof 1996, Grontmij 1997, Rutgers et al. 1998a). De urgentiesystematiek is onvoldoende onderbouwd of houdt onvoldoende rekening met locatiespecifieke omstandigheden, zoals bodem-

gebruik, bodemtype, aard en omvang van de verontreiniging, blootstelling, biobeschikbaarheid, opgetelde en uitgestelde effecten, de gevoeligheid en uniciteit van het ecosysteem, trends, etc. Daarnaast wordt het eventuele negatieve effect van maatregelen (bijv. het verwijderen van waardevolle flora en fauna) en de herstelpotentie, terecht of onterecht, niet bij de beoordeling betrokken. Overigens is er ook waardering, omdat de systematiek goed toepasbaar en transparant is, en in veel gevallen tot een intuïtief goede urgentiebepaling leidt. Daarnaast wordt in de handleiding van de urgentiesystematiek aangegeven dat het bevoegd gezag additionele informatie, bijvoorbeeld resultaten van bioassays, bij de beoordeling kan betrekken.

Om de ecologische risico's in relatie tot het bodemgebruik in een specifiek geval te bepalen, moeten de hiervoor genoemde aspecten worden meegenomen en op hun relevantie worden geëvalueerd. Hier zijn echter nog geen methodieken (meet- en rekeninstrumenten, beslissingsondersteunende systemen) en afwegingskaders (beoordelingsparameters met toetsingscriteria en normeringskader) voor ontwikkeld, hoewel er bij belanghebbenden momenteel veel aandacht voor bestaat. Er zijn reeds diverse risicobeoordelingen met het etiket 'Bever' uitgevoerd en de eerste 'Bever'-saneringen worden aanbesteed (bijv. Van der Waarde en Holwerda 2000, Bos 1997a). Ook wordt er door veel instellingen, organisaties en adviesbureaus gewerkt aan het opstellen van (beslissingsondersteunende) systematieken (STOWA/RIZA 1997, Tuinstra et al. 2000, Lahr et al. 1999, De Zwart et al. 1999, Lijzen et al. 1997, Bos 1997b). Door het ontbreken van op consensus gebaseerde meet- en rekeninstrumenten en van (formele) toetsingskaders is er sprake van een wildgroei van methoden en beslissingen.

4.1 Een nieuwe urgentiesystematiek?

Ondanks technisch-wetenschappelijke tekortkomingen van de huidige urgentiesystematiek voor wat betreft de afleiding van ecologische risico's is het de vraag of er behoefte bestaat aan een nieuwe, betrouwbaardere systematiek. Als een geval van ernstige bodemverontreiniging door het bevoegd gezag urgent is verklaard, kunnen maatregelen in principe juridisch afgedwongen worden. In die zin heeft de huidige urgentiesystematiek duidelijke betekenis bij het praktisch bodembeheer en is het van belang dat de door het bevoegde gezag te beoordelen afweging op goede gronden gebeurt. Zolang de urgentiesystematiek een belangrijkste basis voor de beslissing vormt, valt te overwegen om de systematiek van tijd tot tijd te evalueren en aan te passen als nieuwe inzichten en de behoefte dat aangeven (Grontmij 1997).

Volgens de Wbb dienen bij een geval van een ernstige bodemverontreiniging maatregelen getroffen te worden. De urgentiesystematiek is bedoeld voor de inschatting van de prioriteit van maatregelen (beheersmaatregelen, sanering, veranderend bodemgebruik) op basis van locatiespecifieke risico's. Het doel van de maatregelen (vaak sanering) kan ook op basis van locatiespecifieke ecologische risico's worden bepaald. Het zou goed zijn afstemming te bewerkstelligen tussen de uitgangspunten voor zowel de bepaling van saneringsurgentie als voor de afleiding van het saneringsdoel, zo mogelijk in een brede systematiek. Naast het voordeel van de eenvormigheid van informatie ten behoeve van besluitvorming rondom gevallen van bodemverontreiniging, kan ook veel makkelijker rekening worden gehouden met de impact van de maatregelen zelf (bijvoorbeeld het verwijderen van oude, waardevolle flora).

Het maatschappelijk draagvlak voor maatregelen om de ecologische risico's bij historische bodemverontreiniging te reduceren is gering (Nijhof 1996, Canter Cremers et al. 1999, Rutgers et al. 1998a), omdat men vaak het gevoel heeft dat de ecologie, ondanks de verontreiniging, i.h.a. voldoende kwaliteit bezit, en dat maatregelen grotere negatieve effecten hebben. Dit bemoeilijkt in de praktijk de uitvoering van de Wbb bij bodemverontreinigingsgevallen. Een rigoureuze oplossing is het schrappen van de ecologie uit de urgentiesystematiek. Inhoudelijk verantwoorde argumenten om ecologische risico's in beeld te brengen zullen in veel gevallen beter volstaan dan de 'verkeerde' toepassing van rekenregels in een eenvoudige systematiek; ecologische risico's laten zich nu eenmaal niet in een enkelvoudige maat uitrekenen (Gezondheidsraad 1995; Rutgers et al. 1998a).

Aan de andere kant is het niet logisch om bij de toepassing van normen wel rekening te houden met ecologie, en vervolgens bij overschrijding van de interventiewaarden de urgentiesystematiek toe te passen zonder een ecologische beoordeling. Bovendien kan niet geaccepteerd worden dat de ecologie 'vogelvrij' is, en dat, behoudens humane risico's en risico's op verspreiding, economische of andere overwegingen bij saneringsafwegingen ten allen tijden zullen kunnen prevaleren. Een minimumkwaliteit waarbij bodembioologische processen op een basaal niveau worden beschermd, dient aanwezig te zijn, ook bij relatief ongevoelig bodemgebruik. Functionerende stofkringlopen en het zelfreinigende vermogen van bodem zijn bruikbare parameters voor de beoordeling van basale ecologische randvoorwaarden bij alle bodemgebruiksvormen (Schouten et al. 1997; Faber 1997, Rutgers et al. 1998a, 2000).

4.1 Doel van dit rapport

De urgentiesystematiek fungeert al ruim 5 jaar als de 2^e trap van de Wbb om de saneringsprioriteit als gevolg van locatiespecifieke risico's te bepalen. Technisch-wetenschappelijke tekortkomingen van de rekenregels in de urgentiesystematiek om de locatiespecifieke risico's te berekenen en nieuwe ontwikkelingen om locatiespecifieke ecologische risico's te bepalen vormen de aanleiding voor de in dit rapport geformuleerde voorstellen. Deze voorstellen kunnen op korte termijn gebruikt worden voor een systematiek ter vervanging van de rekenregels in de urgentiesystematiek. In dit rapport worden daartoe stapsgewijs een aantal voorstellen gepresenteerd die tot een onderbouwde en eenvoudige systematiek voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling leiden. Bij de voorstellen 1 en 2 wordt uitgegaan van de risico's als gevolg van de aanwezigheid van verontreiniging waarbij rekening gehouden wordt met een aantal locatiespecifieke factoren, zoals bodemtype en bodemgebruik. Met andere locatiespecifieke factoren wordt in de hier gepresenteerde voorstellen nog geen rekening gehouden, zoals de specifieke gevoeligheid van het ecosysteem, tijdseffecten, effect van andere stressoren en het effect van maatregelen om risico's te reduceren. Om al deze verschillende stressfactoren op een onderbouwde wijze te integreren in een complete systematiek is een veel grootschaliger onderzoek nodig.

De maatschappelijke en beleidsmatige betekenis van de huidige urgentiesystematiek en van de voorstellen in dit rapport worden, behoudens hetgeen geformuleerd is in de vorige paragrafen, verder niet uitgewerkt en bediscussieerd. Tegen de achtergrond van het gering draagvlak voor maatregelen om ecologische risico's te reduceren bij terrestrische bodems, en de recente ontwikkelingen bij het bodembeleid, zijn deze vragen zeer relevant, maar vallen ze buiten het gezichtsveld van dit rapport. De voorstellen kunnen wel gebruikt worden bij beleidsmatige discussies om inhoudelijke valide argumenten te gebruiken voor wat betreft de technische toepasbaarheid. De toekomst van de urgentiesystematiek in de Wbb moet besproken worden in een overleg tussen overheid, provincies (bevoegd gezag) en gebruikers van de systematiek (gemeenten, grondeigenaren).

4.1 Leeswijzer

Dit rapport is in een aantal onderdelen gesplitst.

- In hoofdstuk 2 wordt beschreven hoe de rekenregels voor actuele ecologische risicobeoordeling in de huidige urgentiesystematiek zijn samengesteld en hoe deze globaal in de beoordelings- en saneringspraktijk uitwerken.
- In hoofdstuk 3 wordt een samenvatting gegeven van de recente ontwikkelingen op het gebied van ecologische risicobeoordeling.
- In hoofdstuk 4 worden de voorstellen gepresenteerd voor eenvoudige risicobeoordelingsmethodieken met een betere onderbouwing dan de rekenregels in de huidige urgentiesystematiek. In het eerste voorstel is de praktische haalbaarheid een belangrijk randvoorwaarde en dat levert wel een duidelijke, maar zeker geen maximale verbetering op in vergelijking met de huidige urgentiesystematiek. De sprong voorwaarts

wordt gerealiseerd bij het tweede voorstel door andersoortige informatie bij de beoordeling te betrekken, zoals de resultaten van bioassays, ecologische veldinventarisaties en een biobeschikbaarheidscorrectie. Dit levert een goede onderbouwing van de risicobeoordeling op mits aan een aantal randvoorwaarden is voldaan. Een aantal andere aspecten wordt ook in dit hoofdstuk bediscussieerd, zoals het beoogd bodemgebruik, monitoring en een onzekerheidsanalyse.

- In hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de benodigde inspanning voor het opstellen van een eenvoudige en werkende systematiek.
- De praktische consequenties van een nieuwe systematiek als alternatief voor de huidige urgentiesystematiek worden in hoofdstuk 6 besproken.
- In Hoofdstuk 7 tenslotte worden een aantal aanbevelingen gedaan.
- In bijlage 1 worden een aantal begrippen besproken die bij discussies over ecologische risico's vaak voor verwarring zorgen, zoals de verschillen tussen potentieel en actueel, risico, effect en schade, en de controverse tussen natuur en ecologie.

2. Ecologisch risico bij de urgentiebeslissing

2.1 De rekenregels in de urgentiesystematiek

Een geval van (water)bodemverontreiniging kan door het bevoegd gezag urgent worden verklaard als aannemelijk is dat er een actueel risico voor het ecosysteem aanwezig is. Om het actuele ecologische risico te bepalen wordt een beperkt aantal locatiespecifieke gegevens gebruikt, nl. een aantal bodemeigenschappen, stofconcentraties, de omvang volgens de HC₅₀-contour en het bodemgebruik (Koolenbrander 1995).

Bij de urgentiesystematiek worden een beperkt aantal (ecotoxicologische) criteria gehanteerd. De HC₅₀ waarden (maar: signaleringswaarde i.g.v. zware metalen in anaërobe waterbodems) vormen het fundament; overschrijding van deze waarden kan leiden tot het urgent verklaren van de locatie. Verontreiniging dieper dan 1,5 meter (of dieper dan de gemiddeld hoogste grondwaterstand), of minder dan een oppervlakte van 50 m² of volume van 25 m³ worden niet beschouwd als een ecologisch risico. Bij een verontreinigd oppervlak tussen de 50 m² en 0,5 km² kan, afhankelijk van het bodemgebruik (natuur, tuin, industrie), het criterium van 10 maal de HC₅₀ een rol spelen (volgens de zogenaamde oppervlaktetabel, blz. 56-57, Koolenbrander 1995).

De urgentiesystematiek kent een aantal technisch-wetenschappelijke knelpunten (samengevat in het rapport van Nijhof, 1996). De centrale plaats van het HC₅₀ criterium (in wezen een globale toxicologische eenheid) als basis maakt bijvoorbeeld dat de urgentiesystematiek in feite een potentiële risicobeoordeling is. Een cruciale factor voor de blootstelling aan contaminanten in (water)bodems is de biobeschikbaarheid en die wordt niet beschouwd (Posthuma et al. 1998). Onbekende stoffen en het effect van het complete mengsel van stoffen worden niet geanalyseerd. De onderbouwing van het verrekenen van het bodemgebruik via een oppervlaktecriterium is onduidelijk (Grontmij 1997). Bovendien worden de daadwerkelijke effecten van stoffen op de betreffende locatie (via bioassays of ecologische veldobservaties verkregen) niet bij de beoordeling betrokken. Elementen zoals de herstelpotentie na sanering of de ontwikkeling op termijn in het geval van de IBC (isoleren beheren controleren; de verontreiniging wordt niet verwijderd) variant komen bij de urgentiesystematiek niet aan bod. De vraag is overigens of dergelijke elementen in de urgentiesystematiek thuishoren.

2.2 Extra gegevens voor de urgentiebeslissing

Het gebruik van de urgentiesystematiek is voorgeschreven volgens de Wbb. Er is waardering omdat de systematiek eenvoudig en inzichtelijk is en tot eenduidige uitkomsten leidt (Grontmij 1997). Een belangrijk punt is dat in hoofdstuk 5 van de handleiding bij de urgentiesystematiek (Koolenbrander 1995) is aangegeven dat het bevoegd gezag gebruik kan maken van andere gegevens dan de resultaten van de geformaliseerde rekenregels. In hoofdstuk 5 wordt de term "aantoonbare effecten" geïntroduceerd. Deze houdt in dat een verontreinigingsgeval toch urgent kan worden verklaard als negatieve effecten van verontreiniging aantoonbaar zijn, bijvoorbeeld blijkens resultaten van veldonderzoek of bioassays. Het omgekeerde, namelijk dat ondanks aanwezigheid van verontreiniging boven de interventiewaarde, de risico's laag ingeschat moeten worden als resultaten van bijvoorbeeld bioassays dat aangeven, is niet expliciet aangegeven in deze paragraaf. Toch biedt deze paragraaf een nuttige uitbreiding van de urgentiesystematiek, maar ze is nog te weinig uitgewerkt om van veel praktische waarde te zijn. Er is geen uitwerking in de richting van voorstellen naar het type bioassays of veldonderzoek wat gebruikt zou kunnen worden, noch richting interpretatie en referentiekader voor locatiespecifieke biologische gegevens, zodat gebruikers van de urgentiesystematiek in de praktijk weinig gebruik maken van deze 'vrije ruimte' (Grontmij 1997).

Voor waterbodems ligt de situatie anders. Daar is reeds een praktische systematiek opgesteld waarbij de ecologische risicobeoordeling op de Triade-benadering wordt gebaseerd, waarbij biologische informatie een belangrijke rol speelt (STOWA/RIZA 1997, Tuinstra et al.

2000). Een nog weinig uitgewerkt onderdeel van deze systematiek is de differentiatie naar verschillend (water)bodemgebruik.

2.3 Draagvlak

Het maatschappelijk draagvlak voor ecologische risicobeoordeling is in het algemeen gering, zeker voor de terrestrische bodem (bijv. Canter Cremers et al. 1999). Naast de onzekerheden als gevolg van technisch-wetenschappelijke tekortkomingen van de systematiek is één van de andere oorzaken dat grote saneringen vaak een tijdelijk, maar wel duidelijk effect hebben op de (zichtbare) ecologie ter plaatse ('de bomen moeten worden gerooid'). Bovendien wordt de urgentiesystematiek op dit moment vaker gebruikt in de buurt van industrie- en woongebieden, waar de ecologie een schijnbaar kleine rol speelt en het verspreidingsrisico vaak de mate van urgentie bepaalt. Op plaatsen waar de ecologie wel een duidelijke rol speelt, zoals bij (de inrichting van) natuurgebieden, vormen de financiële middelen vaak een knelpunt.

Een ander facet is dat men vaak het idee heeft dat andere stressoren (verdroging, verzuring, vermesting, versnippering, verstorning) een groter effect hebben op de plaatselijke ecologie dan de aanwezigheid van verontreinigende stoffen, of dat het ecosysteem best een stootje kan hebben. Er bestaan nog geen technisch-wetenschappelijke en beleidsmatige kaders waarin al deze verschillende invloeden rationeel tegen elkaar afgewogen kunnen worden. Door ecologische veldwaarnemingen bij de risicobeoordeling te betrekken, kan op termijn een meer integrale beoordelingssystematiek voor de bodemkwaliteit ontwikkeld worden, waarbij naast effecten van verontreiniging ook andere stressfactoren (zoals verzuring en vermesting) betrokken worden. Met een systematiek die alleen op milieuchemische informatie is gebaseerd, zoals de huidige urgentiesystematiek, is dit niet goed mogelijk.

3. State-of-the-art in ecologische risicobeoordeling

Als gevolg van de nieuwe beleidsontwikkelingen is er naast de aandacht voor onderzoek ten behoeve van het generieke normenstelsel (streef- en interventiewaarden) aandacht gekomen voor de locatiespecifieke benadering. Hierbij wordt dus niet zozeer gekeken naar de concentraties van verontreinigende stoffen t.o.v. streef- en interventiewaarden, en de onderbouwing van deze waarden, maar naar de daadwerkelijke gemeten of berekende effecten van stoffen op ecologische parameters van de locatie.

Deskundigen zijn het er over eens dat de best onderbouwde en operationele schatting van de schade verkregen wordt door uit te gaan van de zogenaamde Triade-benadering (bijv. Gaudet 1994, Chapman 1986, Suter 1993, Van de Guchte 1992, Tuinstra et al. 2000, De Zwart et al. 1999). Deze is gebaseerd op de integratie van gegevens van berekende of gemeten ecologische effecten op basis van drie verschillende onderdelen, nl. milieuchemie, bioassays, en ecologie:

1. Milieuchemische informatie wordt gebruikt voor de inschatting van potentiële effecten. Bij deze benadering wordt uitgegaan van de concentraties en het geschatte gedrag van de geanalyseerde stoffen. Aan de hand van literatuurgegevens wordt vervolgens berekend in welke mate deze stoffen effecten teweeg kunnen brengen. Voedselketenanalyse en bioaccumulatie behoren ook bij dit Triade-element.
2. Resultaten van bioassay geven aan hoe veel meetbare toxiciteit aanwezig is in monsters van de betreffende locatie. Verschillende type bioassays zijn gestandaardiseerd, zoals bijvoorbeeld met larven van de dans-mug, met regen- en potwormen, lichtgevende bacteriën (Microtox) of planten (STOWA/RIZA 1997, Tuinstra et al. 2000, Bierkens et al. 1997, Lahr et al. 1999, De Zwart et al. 1999, Schipper en Stronkhorst 1999, AquaSense 1997). Bij deze manier van testen wordt impliciet rekening gehouden met de aanwezigheid van onbekende stoffen en met eventuele combinatietoxiciteit van mengsels van stoffen. Vaak zijn de snelle bioassays (voor meting van de acute toxiciteit) tamelijk ongevoelig, zodat er een reële kans bestaat op het optreden van vals-negatieve uitslagen (er wordt geen toxiciteit waargenomen terwijl die er wel is). Toxiciteit als gevolg van bioaccumulatie en doorvergiftiging kunnen op dit moment niet met bioassays worden vastgesteld en zullen daarom moeten worden geschat op basis van bioaccumulatiefactoren en voedselconsumptie bij het milieuchemische onderdeel van de Triade.
3. Het derde en laatste element van de Triade-benadering bestaat uit ecologische gegevens van de locatie afkomstig van veldwaarnemingen. De vraag hierbij is of op de locatie zichtbare veranderingen aantoonbaar zijn die in verband gebracht kunnen worden met de aanwezige verontreiniging. Hoewel dit het meest relevante element van de Triade-benadering lijkt te zijn, schuilt hier een addertje onder het gras. Als gevolg van natuurlijke variatie en het effect van andere milieustressoren is de oorzaak-gevolg-relatie tussen de waargenomen ecosysteemveranderingen en de aanwezigheid van verontreinigende stoffen vaak niet eenduidig vast te stellen. De keuze van een geschikte referentielocatie is cruciaal, omdat wanneer het effect van andere milieustressoren op de verontreinigde locatie vergelijkbaar is met de referentielocatie, de waargenomen effecten met een grotere mate van zekerheid aan de verontreiniging kunnen worden toegeschreven.

Bij ecologische veldwaarnemingen is overigens de kans op vals negatieve uitslagen ook vrij groot door het ontbreken van gestandaardiseerde en voldoende gevoelige meetmethoden (De Zwart et al. 1999). Een uitzondering hierop wordt gevormd door metingen die gebaseerd zijn op pollution-induced community tolerance (PICT), omdat bij PICT sprake is van een causale relatie tussen de waargenomen verandering en de aanwezigheid van een stressor, waardoor de statistische en natuurlijke ruis die zo kenmerkend is voor veldwaarnemingen gereduceerd wordt (Posthuma et al. 1999, Rutgers en Breure 1999). De PICT-methodiek kan bij alle type levensgemeenschappen toegepast worden, maar de uitvoering beperkte zich tot nu toe tot micro-organismen, algen, aquatische macrofauna en nematoden.

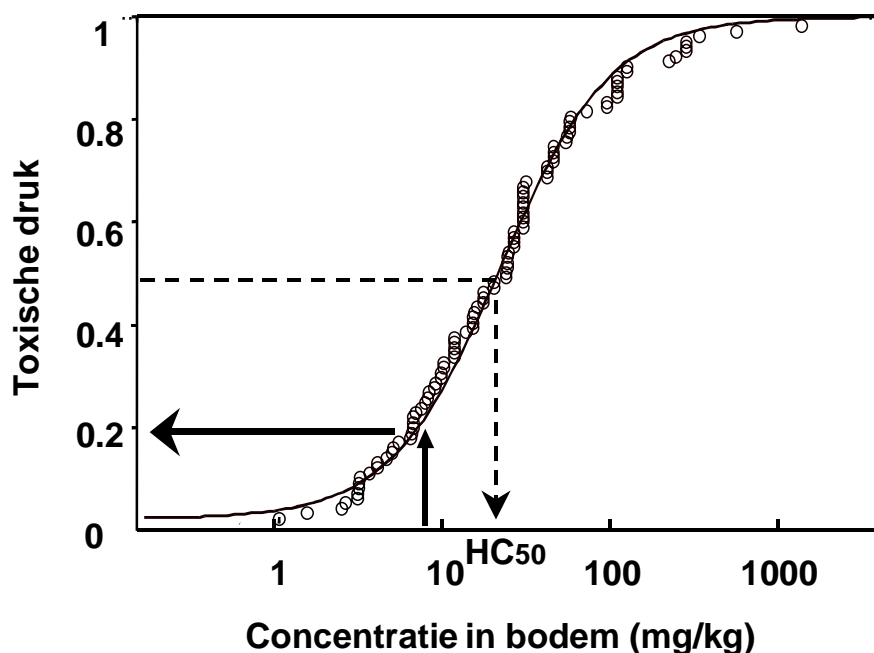
Elk element van de Triade heeft specifieke onzekerheden en tekortkomingen, maar ook sterke kanten. Dit is de reden dat de deskundigen een geïntegreerde benadering aanbevelen die op meerdere onderdelen leunt zoals de Triade. Deze is gebaseerd op het principe van de *weight-of-evidence* en levert een nauwkeuriger en meeromvattende risicobeoordeling op dan via alleen de traditionele milieuchemische weg mogelijk is. Voor een meer gedetailleerd overzicht kan de relevante literatuur geraadpleegd worden (bijv. Gaudet 1994, CCME 1996, 1997, Chapman 1986, Suter 1993, Ferguson et al. 1998, De Zwart et al. 1999, Van de Guchte et al. 1996, STOWA/RIZA 1997).

4. Naar een eenvoudige risicobeoordelingssystematiek

De huidige urgentiesystematiek is gebaseerd op locatiespecifieke gegevens van het oriënterend en nader bodemonderzoek. Het betreft de concentraties van prioritaire stoffen (totaalconcentraties) en een aantal bodemparameters van verschillende monsters van de locatie. Deze worden vervolgens vergeleken met de in de normstelling geldende HC_{50} waarden (of interventiewaarde als de HC_{50} niet beschikbaar is).

Met het huidige kennisniveau in de ecotoxicologie is het mogelijk om zonder extra meetinspanning op basis van dezelfde gegevens van het oriënterend en nader bodemonderzoek een beter onderbouwde risicobeoordeling uit te voeren. De winst is dan gebaseerd op een naar de lokale omstandigheden aangepaste beredenering van de totale druk van de gemeten toxische stoffen op het ecosysteem, kortweg toxische druk of TD genoemd. Deze waarde voorspelt volgens de huidige stand van de kennis de mogelijke effecten beter dan de concentratie van een stof *an sich*. Dit heeft te maken met het feit dat de relatie tussen de concentratie van een stof in het veld en het effect niet-lineair is. De methode voor een eenvoudige berekening van de TD is uitgewerkt in paragraaf 4.1.

Een risicobeoordeling met behulp van berekende TD-waarden is gebaseerd op milieuchemische gegevens van de locatie, namelijk de gemeten concentraties van stoffen. Mogelijkheden om via de lijnen van een Triade-benadering een eenvoudige beoordeling op te zetten, worden besproken in paragraaf 4.2. Het milieuchemische onderdeel van de Triade wordt



Figuur 2: Voorbeeld van een berekening van de toxische druk (dichte pijlen) met behulp van de cumulatieve NOEC gevoeligheidsverdeling van soorten (symbolen); een zogenaamde species sensitivity distribution (SSD). Dezelfde NOEC wordt in de normstellingsprocedure gebruikt voor het afleiden van de HC_{50} (onderbroken pijl); bij de afleiding van de HC_{50} hebben de assen dezelfde eenheid, maar andere titels: x-as is de concentratie toxicant in testmedium, y-as is de fractie van de soorten dat blootgesteld is boven de NOEC.

beter uitgewerkt door partiële beschikbaarheid van de toxische stoffen mee te wegen. Bij berekening van de toxische druk met totaalconcentraties wordt hier geen rekening mee gehouden. Met een geringe extra meetinspanning (pH-meting, poriewaterconcentratie bepaling, mild-zure extractie, etc.) kan voor een aantal stoffen rekening gehouden worden met de partiële biobeschikbaarheid. De milieuchemisch benadering wordt vervolgens aangevuld met gegevens van bioassays, waarmee een indruk wordt verkregen van de gemeten toxiciteit op de locatie. Ecologische gegevens van bijvoorbeeld resultaten van bodembioologische metingen (zoals veldinventarisaties) leveren in combinatie met de stofgerichte gegevens dan een nauwkeurige en goed onderbouwde risicobeoordeling op.

In de paragrafen 4.3 tot en met 4.6 wordt ingegaan op de best-beschikbare onderzoekstechniek voor ecologische risicobeoordeling, de betekenis van de ruimtelijke verdeling van de verontreiniging voor de risicobeoordeling, onzekerheden in de diverse onderzoeksparameters en monitoring van risico's.

4.1 Voorstel 1: betere urgentiesystematiek met dezelfde basisgegevens

Het eerste voorstel is eenvoudig te verwezenlijken omdat slechts de totaalconcentraties van de verontreinigende stoffen op een onderbouwde manier bij de beoordeling betrokken worden. Bij de huidige urgentiesystematiek worden meerdere stoffen in een concentratie boven de HC_{50} waarde via een lineaire berekening meegeteld in de beoordeling. Dit vindt plaats in termen van het gemiddeld aantal HC_{50} overschrijdingen binnen een aaneengesloten oppervlakte. Bij het eerste voorstel voor een eenvoudige risicobeoordelingssystematiek wordt uitgegaan van de non-lineariteit van de relatie tussen de aanwezigheid van een stof en het voorspelde effect; een 2 keer hogere toxicantconcentratie leidt meestal niet tot 2 keer meer effect. In figuur 2 wordt getoond hoe de berekening van de TD voor één stof in zijn werk gaat, waarbij rekening gehouden wordt met de non-lineariteit in het voorspelde effect volgens de curve van de zogenaamde *species sensitivity distribution* (SSD).

De berekening van de TD kan bij elk verontreinigingsniveau, van schoon tot ernstig, worden uitgevoerd waarbij het voorspelde effect wordt uitgedrukt op een betekenisvolle schaal die loopt van 0 tot 1 of van 0% tot 100%. Een bijkomend voordeel is dat de TD op deze schaal het risico aangeeft op een manier die correspondeert met hetgeen wordt vereist in een *multi-criteria analyse* (MCA) en dus vergeleken kan worden met uitkomsten van andere bepalingen ten behoeve van de risicobeoordeling (zie paragraaf 4.2.2 en 4.2.3). Daarnaast kan eenvoudig de betrouwbaarheid van de TD worden aangegeven, onafhankelijk van het gebruikte model voor de SSD, en kan ook het effect van stoffen met een specifiek werkingsmechanisme (bijv. Herbiciden) berekend worden (Aldenbergh en Jaworska 2000a, 2000b). Voor stoffen waar geen SSD voor beschikbaar is kan met behulp van expert judgement op basis van ecotoxicologische kennis de SSD geschat worden (De Zwart 2000).

Het voordeel van de berekening van de TD is, dat het potentiële effect van het complete mengsel van stoffen geschat kan worden met behulp van rekenregels voor gecombineerde effecten, de zogenaamde de TD_{combi} (Hamers et al. 1996, Klepper en Van de Meent 1997, Luttik et al. 1997, Bakker en Van de Meent 1997). Er zijn in principe 2 farmacologisch-toxicologisch onderbouwde rekenregels beschikbaar: één is gebaseerd op concentratieadditie (stoffen waarbij eenzelfde werkingsmechanisme geldt) en de ander, responsadditie genoemd, op basis van verschillende werkingsmechanismen (Bakker en Van de Meent 1997). Concentratieadditie wordt verondersteld een goede benadering te geven voor stoffen zonder specifieke werkingsmechanismen, zoals bijvoorbeeld stoffen met een narcotische werking.

Voor de berekening van de TD_{combi} kan gekozen worden voor verschillende pragmatische benaderingen. De meest voor de hand liggende keuze is om beide rekenregels toe te passen op de stofgroepen waarvoor ze gelden, dus: concentratie-additie rekenregel gebruiken (1) binnen een stofgroep met chemisch-toxicologische verwantschap en dus met eenzelfde werkingsmechanisme (bijvoorbeeld binnen de groep van PAKs) en (2) tussen stofgroepen met een verschillende

chemische structuur, maar met hetzelfde toxicologisch werkingsmechanisme (bijvoorbeeld alle narcotiserende stoffen), en de respons-additie rekenregel gebruiken tussen stoffen en stofgroepen met verschillende werkingsmechanismen. Deze keus maakt het noodzakelijk om een toegankelijk rekeninstrument te ontwikkelen, waarmee toxische druk per stof eenvoudig berekend kan worden, en waarbij de technisch-ingewikkelde mengsel-rekenregels helder geïmplementeerd zijn. De eerste stappen om dit rekeninstrument te bouwen, op basis van bestaande kennis, zijn reeds genomen. Een toelichting op de rekenregels is gegeven door Bakker en Van de Meent (1997). Alternatieve benaderingen zouden kunnen zijn om alleen binnen toxicologisch verwante stofgroepen berekeningen uit te voeren (alleen concentratie additie gevallen doorrekenen, en per beoordeling dus een 'toxische druk' geven per werkingsmechanisme), of om een *worst case* berekening te doen.

De wijze waarop in de huidige urgentiesystematiek omgegaan wordt met mengselwerking houdt geen rekening met een aantal zaken die in TD (en TD_{combi}) berekeningen wel meegewogen worden. Ten eerste houdt de TD-berekeningswijze in dat er expliciet rekening gehouden wordt met de non-lineariteit van de SSD-curves, een aspect waarvoor in quotiëntberekeningen impliciet aangenomen wordt dat deze curve lineair is. Ten tweede kunnen in de TD-berekeningswijze, nadat een locatie tot de categorie 'ernstig verontreinigingsgeval' is aangemerkt in de eerste beoordelingsstap (t.o.v. de interventiewaarde), alle stoffen worden meegewogen, dus ook de stoffen die in concentraties onder de HC_{50} aanwezig zijn. Deze stoffen kunnen, zeker als de concentratie net onder de HC_{50} ligt, of indien er veel verontreinigende stoffen zijn, een grote bijdrage leveren aan de TD_{combi} , terwijl ze in de huidige systematiek niet meegewogen worden. Voor de berekening van combinatiewerking van stoffen verdient het aanbeveling om in alle gevallen een identiek spectrum aan toxische stoffen te bepalen en mee te nemen in de TD_{combi} , bijvoorbeeld alle stoffen van het nader bodemonderzoek.

Een ander voordeel van de TD is dat beargumenteerd rekening gehouden kan worden met de natuurlijke achtergrondgehalten van stoffen (mits relevant en bekend), zoals bijvoorbeeld met de natuurlijke concentratie van zink en andere metalen in het milieu. Struijs et al. (1997) en Crommentuijn et al. (1997) geven aanwijzingen hoe er rekening gehouden kan worden met natuurlijke achtergrondniveaus.

Bij het oriënterend en nader bodemonderzoek worden de concentraties van prioritaire stoffen (totaalconcentraties) en een aantal bodemparameters van verschillende monsters bepaald, zodat de verontreinigingssituatie in kaart kan worden gebracht. Deze set gegevens is voldoende om met de hierboven voorgestelde rekenregels de TD per stof en de TD_{combi} uit te rekenen, indien nodig met een correctie voor de natuurlijke achtergrond. Deze gegevens kunnen in kaart worden gebracht, zodat de ruimtelijke verdeling van toxische druk inzichtelijk wordt (in analogie met de HC_{50} -contour van de urgentiesystematiek).

4.1.1 VOORSTEL 1A

De SSD die in de normstellingsprocedure wordt gebruikt voor het afleiden van de HC_{50} waarden, en hierboven voor het afleiden van de TD, is gebaseerd op NOEC waarden uit de literatuur. Deze SSD's zijn zonder meer bruikbaar voor de berekening van de TD en TD_{combi} in een eenvoudige systematiek (voorstel 1a). Het voordeel van het gebruik van NOEC waarden is dat het databestand gebruikt kan worden wat ook t.b.v. het afleiden van HC_{50} waarden wordt gebruikt voor de normstelling. Men dient zich te wel realiseren dat in het geval van een ernstig verontreinigde locatie de effectschaal vaak zal beginnen bij 0,5 (als de IW op een HC_{50} waarde is gebaseerd), omdat in dat geval voor in ieder geval één stof 50% van de generieke soortensamenstelling blootgesteld is boven de NOEC. In het voorbeeld van figuur 1 geeft een overschrijding van 10 keer de HC_{50} (een bestaande afkapgrens bij de rekenregels van de urgentiesystematiek) een toxische druk van ongeveer 0,95. In tabel 2 is een rekenvoorbeeld voor 4 metalen gegeven op basis van twee realistische, maar hypothetische grondmonsters (gebaseerd op gegevens van het Toemaakdegebied; Bosveld et al. 2000): een grondmonster zonder IW-overschrijdingen en een monster waarbij de IW voor lood is overschreden. De TD_{combi} bedraagt

respectievelijk 0,85 en 0,91 voor slechts 4 metalen. In werkelijkheid zal de TD_{combi} hoger zijn, omdat meer verontreinigende stoffen in Toemaakdek aangetroffen zijn, zoals PAKs en kwik (Bosveld en de Poorte 1999).

Uit de praktijk en het voorbeeld in tabel 2 blijkt dat de TD_{combi} bij ernstig verontreinigde locaties vaak groter is dan 90%, omdat in bijna alle gevallen meer stoffen bijdragen aan de verontreiniging (ook onder de HC_{50}). Dit resulteert in een verlies aan onderscheidend vermogen tussen locaties, juist bij die locaties die zeer ernstig verontreinigd zijn.

Tabel 2. Gehalten van 4 metalen en de daaruit geschatte TD en TD_{combi} voor twee hypothetische grondmonsters (gegevens gebaseerd op Toemaakdekmonsters van de gemeente De Ronde Venen; Bosveld et al. 2000). De concentraties zijn gecorrigeerd voor het organische stof en het lutumgehalte. Voor de berekening van de toxische druk is gebruik gemaakt van vigerende HC_{50} waarden voor koper, cadmium en zink (Swartjes 1999) en van de recent afgeleide ecotox-EBVC voor lood met toegevoegd risicobenadering (575 mg/kg; Lijzen et al. 1999a).

	Monster 1		Monster 2	
	Verontreinigingsgeval (< IW)		Ernstig verontreinigingsgeval (urgent)	
	Gehalte (mg/kg)	TD	Gehalte (mg/kg)	TD
Cadmium	0,9	0,26	1,4	0,30
Koper	81	0,42	122	0,46
Lood	359	0,45	829	0,54
Zink	204	0,38	685	0,50
	$TD_{combi} \rightarrow$	0,85	$TD_{combi} \rightarrow$	0,91

4.1.2 VOORSTEL 1B

De SSD kan ook worden gebaseerd op EC_{50} en LC_{50} waarden. Met een dergelijke SSD wordt een realistischer benadering van de TD verkregen, omdat een overschrijding van de 50^{ste} percentiel van een NOEC verdeling minder zeggingskracht heeft dan eenzelfde overschrijding van een EC_{50}/LC_{50} -verdeling. Daarnaast zijn er meer EC_{50}/LC_{50} waarden beschikbaar, wat de betrouwbaarheid in de uitkomst van de TD ten goede komt. Het gebruik van op NOEC gebaseerde SSD's is met name bij minder bekende stoffen (bijvoorbeeld sommige bestrijdingsmiddelen) problematisch in verband met het gebrek aan betrouwbare NOEC waarden. De RIVM-projectgroep is van mening dat bovengenoemde voordelen voldoende aanleiding geven om het gebruik van andersoortige toxiciteitsdata serieus te bestuderen (voorstel 1b). De inconsistentie die lijkt te ontstaan in vergelijking met de normstellingsprocedure is volgens de projectgroep slechts schijn en niet bezwaarlijk, omdat locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling een ander doel dient. Het belang van een betrouwbare beoordeling voor het onderscheiden van diverse, ernstig verontreinigde locaties, weegt zwaarder dan schijnbare inconsistenties met het normstelsel. Afhankelijk van het niveau van de (gecombineerde) verontreiniging op een locatie dienen de invoergegevens, en dus de SSD, zodanig gekozen te worden dat er sprake is van het (bedoelde) onderscheidende vermogen.

4.2 Voorstel 2: geringe meerinspanning met aanvullende gegevens

Voor een verdergaande onderbouwing van een risicobeoordelingssystematiek (voorstel 2) wordt uitgegaan van extra gegevens ter aanvulling op het oriënterend en nader bodemonderzoek. Deze gegevens zijn gerangschikt volgens de Triade benadering. De kracht van de Triade benadering is gebaseerd op de vergelijking van een aantal verschillende, intrinsiek of conceptueel onzekere

gegevens. Eerst wordt ingegaan op een nadere onderbouwing van het eerste voorstel, namelijk een milieuchemische beoordeling waarbij rekening gehouden wordt met partiële biobeschikbaarheid en blootstelling. Daarna wordt geschetst hoe locatiespecifieke biologische gegevens bij de beoordeling kunnen worden betrokken, teneinde een aantal onzekerheden in de milieuchemische risicobeoordeling te elimineren.

4.2.1 MILIEUCHEMIE INCLUSIEF BIOBESCHIKBAARHEID

Bij een risicobeoordeling volgens de huidige urgentiesystematiek en de voorstellen 1a en 1b wordt geen rekening gehouden met de mate van biobeschikbaarheid. Biobeschikbaarheid is één van de essentiële schakels in de causaliteitsketen en is belangrijk voor de beoordeling van de locatiespecifieke ecologische risico's (Posthuma et al. 1998). Bij de afleiding van de TD in paragraaf 4.1 kan voor een aantal stoffen rekening gehouden worden met de biobeschikbaarheid, maar daar zijn extra gegevens voor nodig. Met name de pH, klei en het organische stof gehalte zijn van belang voor de biobeschikbaarheid van vele metalen. Via regressievergelijkingen (De Zwart et al. 1999, Peijnenburg et al. 1997) kan uit de totaalconcentratie en andere bodemgegevens het metaalgehalte in het poriewater van veldbodems geschat worden.

Een identieke berekening kan uitgevoerd worden voor de (al dan niet kunstmatige) bodems die in terrestrische toxiciteitsexperimenten worden gebruikt, want ook daar is biobeschikbaarheid belangrijk. De in de literatuur aangetroffen getalsmatige waarden voor de NOEC en EC₅₀ van diverse organismen en stoffen dienen dus ook voor de biobeschikbaarheid gecorrigeerd te worden. Nadat de concentratie van zowel veldmonsters als de NOEC waarden uit de literatuur op basis van poriewatergehalten uitgedrukt zijn, kan vervolgens een TD berekening worden uitgevoerd. Deze, voor de biobeschikbaarheid gecorrigeerde TD op basis van NOEC waarden wordt veelal de potentieel aangetaste fractie (PAF) genoemd (Klepper en Van de Meent 1997).

Klepper en Van de Meent (1997) hebben een inventarisatie gemaakt waaruit blijkt dat ruwweg 90 % van de beschikbare toxiciteitsdata betrekking heeft op organismen die via het poriewater aan metalen worden blootgesteld. Voor organismen die niet of niet uitsluitend via het poriewater worden blootgesteld aan de verontreiniging is het ook mogelijk de totale blootstelling te schatten. De totale blootstelling is dan onder meer afhankelijk van de ingestie van bodemdeeltjes, bioaccumulatie en biomagnificatie. Verondersteld wordt dan dat doorvergiftiging via het voedsel tot hoge interne gehalten leidt en daarmee tot een grotere kans op potentiële toxische effecten.

Bij het nader bodemonderzoek is bepaling van de pH niet voorgeschreven, maar deze is, samen met organisch stof en klei, vaak mede bepalend voor de biobeschikbaarheid van metalen. Het zijn relatief eenvoudige metingen waarmee een inschatting van de biobeschikbaarheid voor een aantal stoffen verkregen kan worden. Voor stoffen waar geen regressiemodellen voor bestaan, dient op een andere wijze de beschikbaarheid te worden geschat. Een bepaling van de poriewaterconcentratie (via een poriewaterextractie of met semi-permeabele membraan instrumenten) of milde (zure) extractie behoort tot de mogelijkheden (Vink et al. 1999, De Rooij et al. 1999). Men dient zich te realiseren dat deze reken- en meetmethoden de biobeschikbaarheid slechts bij benadering kwantificeren. In voorkomende gevallen zullen altijd omstandigheden te vinden zijn waarbij toepassing van een biobeschikbaarheidscorrectie onzeker is. Bovendien zal de gevoeligheid van soorten veranderen, bijvoorbeeld onder invloed van van dezelfde abiotische factoren die de biobeschikbaarheid beïnvloeden (Van Beelen et al. 1997, Rutgers et al. 1998b), iets waar tot op heden weinig aandacht aan wordt besteed. Dit illustreert het belang van het inzetten van andersoortige beoordelingsinstrumenten voor een betrouwbare beoordeling (zie paragrafen 4.2.2 en 4.2.3).

4.2.2 ECOTOXICOLOGIE OP BASIS VAN BIOASSAY GEGEVENS

Bioassays geven een indicatie van de meetbare toxiciteit in (water)bodemmonsters van de locatie. Bij bioassays worden testorganismen onder gecontroleerde condities in het laboratorium

blootgesteld aan een monster met de verontreinigende stoffen afkomstig van de locatie. Een belangrijk verschil met de milieuchemische beoordeling is dat met bioassays impliciet rekening wordt gehouden met onbekende en niet-geanalyseerde stoffen en met mengspecifieke toxiciteit.

Er zijn een flink aantal bioassays gestandaardiseerd en bruikbaar voor locatiespecifieke risicobeoordeling, zoals Microtox, Daphnia IQ, Thamnotox, algentoetsen, regenwormen, potwormen, nematoden, pissebedden, springstaarten, bacteriën, diverse bioassays met planten (kieming, groei), etc. (bijv. Lahr et al. 1999, Van de Guchte et al. 1996, Schipper en Stronkhorst 1999, Bierkens et al. 1997, AquaSense 1997). Hoewel elke bioassay in principe een ander testresultaat oplevert als gevolg verschillen in de extractie-efficiëntie van verontreinigende stoffen vooraf en gedurende de test, een differentiële respons voor stoffen uit complexe mengsels, en verschillen in gevoeligheid tussen de eindpunten en blootstelling tijdens het experiment is het niet nodig om voor een eenvoudige beoordeling een testbatterij in te zetten. Een positieve respons in het monster van een locatie ten opzichte van een geschikt referentiemonster is een duidelijke indicatie voor toxiciteit. Voor een eenvoudige beoordeling is het niet noodzakelijk om een representatief testorganisme in te zetten (De Zwart et al. 1999, Van de Guchte et al. 1996). Ook met aquatische organismen kan toxiciteit in bodemvocht of elutriaten van bodemonsters worden aangetoond. Immers, vele bodemorganismen worden in belangrijke mate via het bodemvocht blootgesteld aan contaminanten en er zijn geen essentiële verschillen in gevoeligheid tussen aquatische en terrestrische organismen.

Wanneer het resultaat van een bioassay negatief is, m.a.w. als er geen toxiciteit wordt aangetoond, dient er een gevoeliger bioassay te worden ingezet, teneinde de kans op het optreden van een vals-negatief resultaat te verkleinen. Wanneer een nauwkeurigere risicobeoordeling gewenst is, dienen er meerdere bioassays uitgevoerd te worden.

Vele bioassays volgen een kortdurend protocol, zodat effecten als gevolg van chronische blootstelling niet zichtbaar gemaakt worden (bijvoorbeeld hormoonverstorende stoffen en het effect van PCB's op de natuurlijke afweer). Daarnaast kunnen de effecten als gevolg van doorvergiftiging via de voedselketen niet gemeten worden en dient voor dit aspect te worden teruggevallen op de milieuchemische benadering, bij voorkeur in combinatie met metingen van interne gehalten.

Omdat er met name voor de terrestrische situatie geen geaccepteerd referentiekader voor de toepassing van bioassays aanwezig is, dienen bij de uitvoering vooralsnog relevante referentiemonsters (relatief schoon monster) en controles (controle op het testorganisme) te worden meegenomen. Voor het testen van water en waterbodems met bioassays zijn reeds randvoorwaarden voor het gebruik en definities voor een betrouwbare toetsuitslag opgesteld die toegepast kunnen worden bij terrestrische bioassays (Tuinstra et al. 2000, STOWA/RIZA 1997, Schipper en Stronkhorst 1999). Evenzeer is het mogelijk om aquatische bioassays toe te passen op een uitgeschud bodemonster (Lahr et al 1999).

Resultaten van bioassays dienen geïnterpreteerd te worden als een globale maat voor de meetbare toxiciteit in monsters van de locatie en dienen te worden uitgedrukt op een effectschaal die loopt van 0 tot 1, zodat het resultaat gebruikt kan worden in een MCA (De Zwart et al. 1999).

De onderbouwing van de risicobeoordeling kan sterk verbeterd worden door 1 of 2 eenvoudige bioassays aan een beoordelingssystematiek toe te voegen, bijvoorbeeld met luminiserende bacteriën of cellen en kiemingsexperimenten. Wanneer zowel het milieuchemisch onderdeel (zie 3.2.1.) als de bioassays duidelijke risico's van de verontreiniging laten zien, is dat een sterke aanwijzing voor daadwerkelijke ecologische effecten. Tegengestelde resultaten geven juist aan dat de beoordeling (nog) niet betrouwbaar is.

4.2.3 ECOLOGIE?

Ecologische observaties geven een indruk van de 'toestand' van het ecosysteem en kunnen op alle systeemniveaus worden uitgevoerd, zoals het voorkomen en de abundantie van soorten (van

micro-organismen tot planten en grote dieren), trofische interacties, stofkringlopen, voedselwebanalyse, levensgemeenschappen, functionele groepen, etc.. Schouten et al. (1997) hebben een bodembologisch meetsysteem beschreven, wat ontwikkeld is om de life support functies (LSF; de abiotische en biotische voorwaarden voor een 'gezond' ecosysteem) te kwantificeren. Deze indicator omvat microbiële parameters, de functionele structuur van de microbiële gemeenschap, de abundantie en het voorkomen van diverse bodemfauna zoals nematoden, wormen en mijten, en een voedselwebanalyse. Voor een eenvoudige systematiek is dit meetsysteem te uitgebreid. De analyse van de nematodengemeenschap in de bodem, een onderdeel van het bodembologische meetsysteem en een essentiële schakel voor een gezond functionerend ecosysteem, is een veelbelovende, en op afzienbare termijn (< 2 jaar; afhankelijk van de beschikbaarheid van voldoende referentiegegevens) toepasbare, ecologische indicator voor bodemverontreiniging (Bongers en Ferris 1999, Peekel en Doelman 1999).

Ecologische waarnemingen lijken het meest relevante onderdeel van een actuele ecologische risicobeoordeling, omdat inzicht in de effecten van de verontreiniging op het ecosysteem uiteindelijk het finale doel van een risicobeoordeling is. Hier schuilt echter een addertje onder het gras. Aan de ene kant is het moeilijk (kostbaar) om überhaupt ecosysteemveranderingen aan te tonen. Aan de andere kant zijn de waargenomen ecosysteemveranderingen vaak niet duidelijk gekoppeld aan de aanwezige verontreiniging, m.a.w. het oorzakelijke verband tussen ecologisch effect en verontreiniging is niet aantoonbaar, vanwege natuurlijke variatie en multi-stress (een uitzondering hierop is PICT; zie Breure en Rutgers 1999; Posthuma et al. 1999). Daarnaast ontbreekt een geaccepteerd referentiekader, en zijn referentiegegevens van bijvoorbeeld referentielocaties moeilijk te vinden. De waarneming van daadwerkelijke ecologische veranderingen wint aan kracht als deze gekoppeld wordt aan de resultaten van de beoordeling op basis van milieuchemische gegevens en bioassays (zie De Zwart et al. 1999).

In het kader van een eenvoudige risicobeoordelingssystematiek komen niet direct veel tests in aanmerking. Het *expert-judgement* van een ter plaatse bekende ecoloog kan bruikbare informatie opleveren, omdat soms uit de vegetatie reeds afgeleid kan worden of vervuiling een rol speelt. De samenstelling van de nematodengemeenschap is veelbelovende parameter, maar nu nog onvoldoende betrouwbaar als gevolg van een gebrek aan referentiegegevens.

4.2.4 VERBETERING IN EEN ADDITIONEEL KADER

Een aantal elementen uit het tweede voorstel leent zich goed voor een indicatieve uitwerking in een toegevoegde systematiek ter aanvulling op rekenregels van een eenvoudige risicobeoordelingssystematiek, zoals de urgentiesystematiek. De toegevoegde systematiek geeft aanwijzingen om de locatiespecifieke risicobeoordeling beter te onderbouwen, door via Triade elementen beargumenteerd rekening te houden met partiële beschikbaarheid en beperkte blootstelling aan de verontreiniging, de meetbare toxiciteit op de locatie, en aantoonbare ecologische effecten. Deze informatie kan dan ook gebruikt worden om volgens het principe van de *weight of evidence* een locatie niet-urgent te verklaren (in de huidige systematiek is aangegeven dat een locatie urgent kan worden verklaard op basis van resultaten uit bioassays), ondanks de aanwezigheid van verontreiniging.

Een indicatieve uitwerking van een complete beoordelingssystematiek ter aanvulling op de geformaliseerde urgentiesystematiek kan een positief bij-effect bewerkstelligen, namelijk dat beoordelaars ecologisch valide argumenten bij de beoordeling betrekken, waardoor de bodemverontreiniging in de context van het bodemgebruik op een objectieve wijze wordt beschouwd.

4.3 Voorstel 3: *state of the art* voor een beoordelingssystematiek

Een volledig onderbouwde urgentiesystematiek is gebaseerd op een locatiespecifieke risicobeoordeling waarbij de best beschikbare kennis en techniek wordt ingezet. Hiervoor is de zogenaamde Triade benadering geschikt (Tuinstra et al. 2000, De Zwart et al. 1999) waarbij voor

elk onderdeel de *state-of-the-art* in de milieuchemische, ecotoxicologische en ecologische werkerreinen volledig benut wordt. Het voert te ver om in het kader van dit rapport hier uitgebreid op in te gaan, maar uitwerking in *decision support systemen* behoort wellicht tot de mogelijkheden (de urgentiesystematiek is in feite ook een eenvoudig *decision support system*). Belangrijk is om te realiseren dat het ecosysteem te ingewikkeld is voor een eenduidige en volledige beoordeling, zelfs als de best beschikbare kennis en technieken worden ingezet. In die zin is er altijd sprake van risico of schade blijkens het bij de beoordeling gebruikte instrumentarium, in plaats van het risico of de schade aan het ecosysteem.

4.4 Ruimtelijke aspecten en bodemgebruik

Bij de huidige systematiek is de urgentie afhankelijk van het totale oppervlakte van de verontreiniging volgens de zogenaamde HC₅₀ contour, het gemiddeld aantal HC₅₀ overschrijdingen binnen deze contour, en van het bodemgebruik. De diverse categorieën van bodemgebruik worden op drie niveaus ingedeeld (ongevoelig, gemiddeld gevoelig, gevoelig). Deze oppervlakteschaling sluit goed aan op de intuïtie: de berekening van de saneringsurgentie pakt voor natuurgebieden het strengst uit, voor industriegebied het soepelst.

Teneinde deze filosofie in het voorstel voor een eenvoudige beoordelingssystematiek te verwerken kan eenvoudigweg de huidige tabel 'vertaald' worden naar een kader voor een waarderingschema voor de TD. Op die manier blijft de tabel hetzelfde, maar worden de criteria bepaald door een overschrijding van vooraf vastgestelde grenswaarden voor de TD en TD_{combi}.

Het op deze wijze verdisconteerde bodemgebruik is tamelijk indicatief en sluit niet optimaal aan op de recente koerswijziging in het bodembeleid. Volgens de nog niet volledig uitgewerkte filosofie van Bever (maar zie Rutgers et al. 1998a, Faber 1997) is het bodemgebruik bepalend voor de ecologische randvoorwaarden, die op hun beurt bepalend zijn voor het instrumentarium (set van toetsen en criteria) voor de risicobeoordeling. De oppervlakte zou daarbij een criterium kunnen zijn, maar een gedifferentieerde normering van parameterwaarden, zoals ook voorgesteld wordt bij de toepassing van bodemgebruikswaarden (BGW's; VROM/IPO/VNG 1999), behoort tot de voor de hand liggende mogelijkheden. Het idee is dat bij sommige vormen van bodemgebruik de ecologische randvoorwaarden minder stringent kunnen zijn, zoals bijvoorbeeld robuuste vegetatie bij infrastructuur en industrie (Faber 1997, Rutgers et al. 1998a, 2000).

Ecologische randvoorwaarden die bij de diverse bodemgebruiksvormen horen zijn niet verwerkt in de huidige urgentiesystematiek. Ook in het eerste voorstel zijn de ecologische randvoorwaarden niet verwerkt, omdat een algemeen geaccepteerde uitwerking van bodemgebruik en ecologische randvoorwaarden ontbreekt. Tegen deze achtergrond lijkt de vertaling van de oppervlaktetabel in de huidige urgentiesystematiek in TD eenheden of een andere gedifferentieerde normering voor verschillende bodemgebruiksvormen de best haalbare optie. Eventueel kan een indicatieve uitwerking van ecologische randvoorwaarden volgens de door Faber (1997) en Rutgers et al. (1998a, 2000) ingezette koers binnen het toegevoegde instrumentarium plaatsvinden.

Een ander aspect van de ruimtelijke verdeling van verontreiniging is de schaling van het verontreinigd oppervlak op het totale oppervlak. De Zwart et al. (1999) geven hiervoor aanknopingspunten. Het idee is dat een relatief klein verontreinigd oppervlak gekarakteriseerd zou moeten worden met een lagere *gemiddelde* TD voor het gehele oppervlak, waarmee het gemiddelde risico kleiner wordt. Dit is van groot belang voor de inschatting van effecten als gevolg van doorvergiftiging. Een uitwerking van een dergelijke filosofie in een risicobeoordelingssystematiek is nog onderwerp van discussie. Eén van de discussiepunten betreft de wijze waarop het totale oppervlak (door areaalgrootte of antropogeen begrensd) vastgesteld zou moeten worden.

4.5 Onzekerheid

In elke risicobeoordeling zitten onzekerheden. Het is wenselijk om beslissingen over saneringsurgentie te baseren op een risicobeoordeling waarbij de onzekerheid expliciet betrokken wordt. Bij een grote onzekerheid in de uitslag kan alsnog besloten worden om aanvullend locatiespecifiek onderzoek te doen alvorens een beslissing te nemen die grote financiële en ecologische consequenties (wel of niet snel saneren; verandering van bodemgebruik) kan hebben. Aanvullend onderzoek dient er dan op gericht te zijn de onzekerheid in de uitslag te reduceren.

Er zijn twee typen onzekerheid te onderscheiden, namelijk een conceptuele onzekerheid door de non-representativiteit van de beoordelingsparameters voor het totaal van de te beoordelen situatie (het ecosysteem) en een statistische onzekerheid als gevolg van variabiliteit in afzonderlijke parameterwaarden, metingen, invoergegevens, etc. (Kelly en Campbell 2000).

Non-representativiteit van beoordelingsparameters kan in beeld worden gebracht door verschillende beoordelingsparameters naast elkaar in te zetten. De Triade-benadering ondervangt bijvoorbeeld de tekortschietende representativiteit van een enkelvoudige beoordeling op basis van milieuchemische gegevens, door ook gegevens van bioassays en veldwaarnemingen te beschouwen. Dit type onzekerheid komt tot uiting in grote verschillen tussen de uitslagen van de diverse Triade-onderdelen en kan bijvoorbeeld met behulp van een variatie- of deviatiecoëfficiënt in beeld worden gebracht (De Zwart et al. 1999). Wanneer deze coëfficiënt groot en onverklaarbaar is, kan aanvullend locatiespecifiek onderzoek volgens de Triade benadering uitkomst bieden om de klaarblijkelijke conceptuele onzekerheden te reduceren.

Bij statistische onzekerheid of variabiliteit in afzonderlijke parameters zijn er twee mogelijkheden. De eerste betreft statistische variabiliteit in de niet-locatiespecifieke invoergegevens die deel uitmaken van elke beoordeling. Een HC_{50} waarde die gebaseerd is op slechts 4 NOEC of EC_{50} waarden uit de literatuur is onbetrouwbaarder dan één die op bijvoorbeeld 100 literatuurgegevens is gebaseerd. Bij minder dan 4 toxiciteitsgegevens is zelfs de statistische variabiliteit onzeker en moet geschat worden. Aldenberg en Jaworska (2000a, 2000b) tonen aan dat volgens numerieke wetmatigheden de onbetrouwbaarheid van een berekende TD direct afgeleid kan worden uit het aantal NOEC (of EC_{50}/LC_{50}) waarden, onafhankelijk van het toegepaste model voor de gevoeligheidsverdeling. Ook de parameters van de te gebruiken modellen, zoals evenwichtspartitie-modellen vertonen statistische variabiliteit. Aanvullend locatiespecifiek onderzoek kan dit niet oplossen, omdat het om de niet-locatiespecifieke literatuur gegevens gaat. De variabiliteit kan met een betrouwbaarheidsinterval zichtbaar worden gemaakt. Wanneer deze te groot is (bijvoorbeeld bij stoffen waar te weinig toxiciteitsgegevens van beschikbaar zijn) kan wel via aanvullend onderzoek het accent op een andere triade-element gelegd worden.

De tweede bron voor statistische onzekerheid betreft de variabiliteit in de locatiespecifieke gegevens en de heterogeniteit van de locatie, zoals de lokaal gemeten invoerconcentraties, de uitslagen van de bioassays, etc. Deze kan wel eenvoudigweg verkleind worden door aanvullend locatiespecifiek onderzoek, bijvoorbeeld door aanvullende monstercampagnes, en aanvullende analyses.

Indien in de beoordeling de onzekerheden zichtbaar gemaakt zouden moeten worden, dan kan dit primair plaatsvinden via de genoemde variatiecoëfficiënt. Indien deze klein is, en dus diverse onafhankelijke en verschillende type metingen en berekeningen een vergelijkbaar antwoord geven, is de einduitslag eenduidig. In dat geval zou eventueel afgezien kunnen worden van het aangeven van betrouwbaarheidsintervallen per parameter, omdat statistische onzekerheid waarschijnlijk geen grote rol zal spelen. Echter, indien de triade niet leidt tot een eenduidige uitslag, of, als er helemaal geen triade is uitgevoerd zoals bij het eerste voorstel, dan is het zinvol om direct de onzekerheden per gemeten parameter in beeld te hebben, bestaande uit onzekerheden in locatiespecifieke en niet-locatiespecifieke (literatuur) gegevens. Dit kan m.b.v. een kwantitatieve onzekerheidsanalyse in de vorm van betrouwbaarheidsintervallen per parameter (Jager et al. 2000). Vanuit het dan beschikbare patroon kan afgeleid worden waar de

onzekerheden zitten, en kan er bij de besluitvorming rekening mee worden gehouden, hetzij richting saneringsbesluit (c.q. verandering van bodemgebruik), hetzij richting reductie van onzekerheden in (lokaal) cruciale parameterwaarden. E.e.a. pleit voor het (in alle gevallen) zichtbaar maken van de onzekerheden in de onderliggende data van bijvoorbeeld een beoordeling volgens de Triade-benadering.

4.6 Monitoring van ecologische risico's

Bij de huidige urgentiesystematiek wordt geen rekening gehouden met het verloop van de ecologische risico's in de tijd. Het is overigens mogelijk om de rekenregels van de urgentiesystematiek voor een fictieve situatie toe te passen als het lot van de verontreinigende stoffen geschat kan worden, bijvoorbeeld wanneer betrouwbare sorptie- of biobedegratiemodellen beschikbaar zijn. Het verloop van de risico's zou als een beoordelingsparameter meegenomen kunnen worden in een uitgebreide systematiek. De urgentie voor sanering moet in principe kleiner geacht worden wanneer transport, sorptieverschijnselen of biologische processen het ecologisch risico van de verontreiniging op termijn doen verminderen. Veel organische stoffen kunnen door micro-organismen via natuurlijke processen afgebroken worden, zodat de totale concentraties afnemen. Evenzo moet de urgentie hoger geacht worden als het risico op termijn toeneemt, bijvoorbeeld als gevolg van een verhoogde beschikbaarheid aan zware metalen bij een te verwachten pH daling of ophoping van een toxisch intermediair bij biodegradatie. De inschatting van het verloop van het ecologische risico in de tijd leent zich eventueel voor indicatieve uitwerking in een toegevoegde systematiek, bijvoorbeeld op een wijze zoals door Lijzen et al. (1997) is aangegeven. Als verloop in de tijd meegenomen wordt als een beoordelingscriterium, dan zou een bijkomende eis kunnen zijn dat men de verplichting op zich neemt om het ecologisch risico in de tijd te monitoren, bijvoorbeeld totdat de TD of de meetbare toxiciteit (bioassay resultaat) gedaald is beneden een vooraf bepaalde waarde.

5. Benodigde inspanning voor het opzetten van een beoordelingssystematiek

Bij een beoordelingssystematiek volgens voorstel 1 dienen de totaalconcentraties van verontreinigende stoffen omgerekend te worden in een maat voor de toxische druk (TD) op basis van NOEC-waarden (voorstel 1a) of op basis van een bredere set toxiciteitswaarden (voorstel 1b). De hoeveelheid extra gegevens die nodig is om de systematiek bruikbaar te maken is relatief beperkt en de berekening van de TD is makkelijk te standaardiseren via eenvoudige rekenregels (vergelijkbaar met bijvoorbeeld de omrekeningen van specifieke stofconcentraties naar een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum). De gevoeligheidsverdeling van soorten (SSD = species sensitivity distribution, zie figuur 1) wordt gekenmerkt door 2 parameterwaarden (Aldenberg en Slob 1993): de α (de HC_{50} waarde in het geval van een NOEC verdeling) en de β (de genormaliseerde helling in het buigpunt). Met α en β en een totaalconcentratie die uit het oriënterend of nader bodemonderzoek volgt, kan de toxische druk worden berekend. Het gemiddelde en de standaarddeviatie in de NOEC data uit de literatuur kunnen gebruikt worden voor de berekening van de α en β waarde, maar ook voor een andere gevoeligheidsverdeling (Aldenberg en Jaworska 2000a, 2000b; er zijn overigens geen doorslaggevende redenen om andere modellen te gebruiken). Onafhankelijk van het model volgt de betrouwbaarheid van de berekende TD uit de α en β waarde en het aantal waarnemingen (n) waar deze α en β op gebaseerd zijn.

Met de formules voor de correctie voor natuurlijke achtergrondgehalten en voor het optellen van de effecten van verschillende stoffen kan de totale, antropogeen geïnduceerde, toxische druk berekend worden. De benodigde feitelijke inspanning bij voorstel 1a bestaat dus uit het voor alle stoffen toegankelijk maken van een α en β waarde (of gemiddelde en de standaarddeviatie), en het aantal waarnemingen waar deze parameters op zijn gebaseerd. Dit is reeds in grote lijnen gebeurd voor de stoffen van de 1^e tranche, en moet nog voor stoffen van de 2^e tot en met de 4^e tranche gedaan worden (INS 1999). Dit zal waarschijnlijk met een beperkte inzet van capaciteit gerealiseerd kunnen worden (enkele maanden). Voor stoffen waar te weinig literatuurgegevens van voorhanden zijn, zal op een alternatieve wijze een α en/of β geschat moeten worden, bijvoorbeeld voor werkingsmechanisme typerende SSD-parameters (De Zwart 2000).

Bij een beoordelingssystematiek volgens voorstel 1b wordt een ander ecotoxicologisch eindpunt gehanteerd voor de berekening van de TD. Gebruikers van de urgentiesystematiek hebben vaak het gevoel dat overschrijding van een percentiel van de NOEC verdeling (bijv. De HC_{50}) weinig te betekenen heeft; veel minder dan bijvoorbeeld overschrijding van dezelfde percentiel van een EC_{50}/LC_{50} -verdeling. Bovendien, wanneer er weinig NOEC waarden voor een specifieke stof beschikbaar zijn, zal de SSD curve op basis van EC_{50} of LC_{50} waarden betrouwbaarder worden. Gemiddeld gesproken zal het het netto resultaat zijn dat een beoordeling meer betekenis krijgt en beter statistisch onderbouwd is. De ontsluiting van andersoortige toxiciteitsdata ten behoeve van voorstel 1b zal overigens een behoorlijke inspanning vereisen (minimaal half jaar, afhankelijk van kwaliteitscriteria).

Bij de berekening van de gecombineerde toxische druk (TD_{combi}) wordt met alle stoffen rekening gehouden, wat in principe een completer criterium is dan het uitsluitend optellen van stoffen die de HC_{50} waarde overschrijden (conform de huidige urgentiesystematiek). De optelling is eenvoudig te realiseren met de geaccepteerde rekenregels voor combinatietoxiciteit.

In de huidige urgentiesystematiek fungeert de zogenaamde oppervlaktetabel als het normeringskader voor het aantal HC_{50} overschrijdingen binnen de HC_{50} -contour voor de feitelijke beoordeling van de urgentie. Deze normering sluit niet naadloos aan op de berekening van de TD. Het is wel mogelijk om de TD via een vergelijkbare benadering met oppervlaktecriteria te waarderen, maar dan dient er een nieuwe oppervlaktetabel geconstrueerd te worden. Een

alternatief is om het bodemgebruik rechtstreeks te laten doorwerken in de waarderingscriteria voor de TD, zonder met het verontreinigd oppervlak rekening te houden.

Om tot een normeringskader voor de beoordelingssystematiek van het eerste voorstel te komen dient met gebruikers, bevoegd gezag en de overheid overleg gevoerd te worden. Op deze wijze kan op basis van consensus een voor betrokken partijen acceptabel normeringskader opgesteld worden voor de praktische betekenis (wel of niet urgent) van de waarde van de toxische druk, waarbij rekening wordt gehouden met het beoogd bodemgebruik. Aangenomen dat de berekening van de toxische druk een onderbouwde waarde voor het potentiële effect oplevert (i.t.t. het aantal HC₅₀ overschrijdingen), kan men desgewenst een normeringskader kiezen wat minder, evenveel, of netto meer urgente gevallen van bodemverontreiniging oplevert. Een vergelijkende studie op basis van reeds beoordeelde locaties maakt dit inzichtelijk.

Een voorstel voor een normeringskader kan in principe met een beperkte capaciteit gerealiseerd worden (enkele maanden). Als gevolg van de juridische betekenis van de urgentiesystematiek kan het voorstel voor normering een beleidsmatig gevoelige beslissing impliceren.

Bij het tweede voorstel wordt de toepassing van reken- en meetmethoden volgens de Triade-benadering uiteengezet. Deze benadering leent zich op dit moment nog niet voor een volledige standaardisatie en kan dus nog niet in een formele systematiek worden uitgewerkt. Wel is het mogelijk om aanbevelingen te doen voor toetsprotocollen en beoordelingscriteria waarmee vervolgens ervaring kan worden opgedaan. Voorstellen voor beslissingsondersteunende systemen waarin biologische testen worden voorgeschreven zijn voor waterbodems reeds in een vergevorderd stadium uitgewerkt (STOWA/RIZA 1997, Tuinstra et al. 2000) en voor de terrestrisch bodem in de initiatiefase (De Zwart et al. 1999, Lahr et al. 1999). Het valt te verwachten dat bij toepassing van dergelijke meet- en rekentechnieken snel aanvullende gegevens beschikbaar komen die gebruikt kunnen worden voor de validatie en aanpassing van deze DSS-en. Werkenderwijs zullen dus betrouwbare beoordelingsinstrumenten ontstaan.

6. Praktische consequenties van de aanpassingen

Aanpassing van de urgentiesystematiek conform nieuwe inzichten op het gebied van praktisch toepasbare en betrouwbare technieken voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling zal het geringe vertrouwen in de technische betrouwbaarheid van de systematiek voor de beoordeling van de locatiespecifieke ecologische risico's ten goede komen. In die zin lijkt het onverstandig om een normeringskader te kiezen dat netto méér urgente locaties oplevert, omdat het gevoel bestaat dat ondanks ecologische risico's van verontreiniging de natuur over het algemeen voldoende tot zijn recht komt, of anderszins bedreigd wordt. Een urgentiesystematiek waarbij meer locaties als urgent worden geclassificeerd zal het geringe maatschappelijk draagvlak mogelijk verder ondermijnen. Het huidige beleid is erop gericht om saneringsdoelstellingen in natuurgebied of landbouwgebied via een maatwerkoplossing te bepalen, waarbij saneren slechts één van de mogelijkheden is om de risico's te reduceren.

Het toepassen van een aangepaste urgentiesystematiek conform voorstel 1a of 1b is exact even kostbaar als toepassing van de huidige systematiek, omdat alleen gegevens van het oriënterend en nader bodemonderzoek nodig zijn. De verschijningsvorm kan gelijk zijn aan die van de huidige urgentiesystematiek: een handleiding (bijvoorbeeld door de SDU uitgegeven zoals de huidige urgentiesystematiek; Koolenbrander 1995) en gebruikersvriendelijke software (zoals de sanerings urgentiesystematiek, SUS).

Toepassing van beoordelingsinstrumenten, die volgens de aanbeveling indicatief uitgewerkt worden binnen een uitgebreidere systematiek ter aanvulling op de eenvoudige risicobeoordelingsystematiek, leidt wel tot hogere kosten, omdat er extra locatiespecifieke gegevens gegenereerd moeten worden. In een eenvoudige setting is het 'meer-werk' beperkt, omdat de kosten per grondmonster van een acute bioassay, of van een simpele ecologische observatie in dezelfde orde van grootte liggen (enkele honderden guldens) als voor milieuchemische analyses. Bij een uitgebreidere beoordeling dient een afweging te worden gemaakt tussen financiële, maatschappelijke en ecologische risico's als gevolg van de verontreiniging en de voordelen van een betere onderbouwing. Het is mogelijk dat een beter onderbouwde beoordeling leidt tot het niet-urgent verklaren van de locatie, ondanks de aanwezigheid van verontreiniging, met alle eventuele ecologische, financiële en maatschappelijke voordelen van dien.

7. Aanbevelingen

De opzet van een eenvoudige beoordelingssystematiek conform het eerste voorstel wordt aanbevolen en gezien als een betekenisvolle en praktisch haalbare verbetering van de rekenregels in de urgentiesystematiek. De systematiek kan gebaseerd worden op literatuurgegevens over de toxiciteit van stoffen die reeds ontsloten zijn t.b.v. de normstelling. De systematiek wordt breder toepasbaar en krijgt meer betekenis als andere ecotoxicologische eindpunten als centrale parameter worden gebruikt. Dit voorstel kan de inzet zijn voor discussies over de toekomst van de urgentiesystematiek met alle betrokken partijen.

Bij voorkeur zou het tweede voorstel op de korte termijn een indicatieve uitwerking moeten krijgen in een aanvullende systematiek. Deze ‘completere’ systematiek geeft concrete aanwijzingen voor het objectief en serieus in beschouwing nemen van biologische informatie van de locatie, zoals de resultaten van bioassays en veldobservaties. Hiermee worden conceptuele onzekerheden gedeeltelijk verminderd en ontstaat een systematiek voor een geïntegreerde beoordeling.

Met inzet van relatief beperkte capaciteit (maanden) zou het voorstel voor aanpassing van de urgentiesystematiek conform voorstel 1a door een aantal deskundigen gerealiseerd kunnen worden, omdat er geen nieuw onderzoek voor nodig is. Consultatie van representatieve gebruikers, bevoegd gezag en overheid is wel noodzakelijk in verband met de afspraken over een acceptabel normeringskader.

Literatuur

- Aldenberg, T., Jaworska, J.S. (2000a) Bayesian density estimation of bimodal normal mixtures applied to pesticide species sensitivity data. *Hum. Ecol. Risk Assess.* (in press).
- Aldenberg, T., Jaworska, J.S. (2000b) Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotox. Environ. Saf.* 46: 1-18.
- Aldenberg, T., Slob, W. (1993) Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotox. Environ. Saf.* 25: 48-63.
- AquaSense (1997) Beoordeling saneringsurgentie verontreinigde bodems met bioassays. Rapportnr. 97.0859b, AquaSense, Amsterdam.
- Bakker, J., Van de Meent, D. (1997). Receptuur voor de berekening van de Indicator Effecten Toxische Stoffen (I_{tox}). RIVM report 607504003, RIVM, Bilthoven.
- Bierkens, J., Klein, G., Schoeters, G. (1997) De gevoeligheid van 20 bioassays voor bodem: een vergelijkende studie. Rapport nr. Tox.rb97001. VITO, Mol, België.
- Bioclear (1999) Risicobeoordeling van bodemverontreiniging met behulp van een TRIADE benadering, met chemische analyses, bioassays en biologische veldinventarisaties. Deelresultaat 1, nr. 98.1050.
- Bongers, T., Ferris, H. (1999) Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Tree* 14: 224-228.
- Bos, S.C. (1997a) Saneringsonderzoek en -plan Ven Noordenveld in het Dwingelerveld, Tauw Milieu bv, Deventer.
- Bos, S.C. (1997b) Ecologische risicobeoordeling in natuurgebieden, toepassing van bodembeoordeling bij sanering van verontreiniging in natuur(ontwikkelings)gebieden. Rapport R2410122.to4/dal, Tauw Milieu bv, Deventer.
- Bosveld, A.T.C., De Poorte, J. (1999) Risico's van bodemverontreiniging in toemaakdek in de gemeente de Ronde Venen, deel 1, Risico's voor de volgsgezondheid en de landbouw. IBN-rapport 454, IBN-DLO, Wageningen.
- Bosveld, A.T.C., Klok, C., Bodt, J.M., Rutgers, M. (2000) Risico's van bodemverontreiniging in toemaakdek in de gemeente de Ronde Venen, deel 2, Ecologische risico's. Alterra, in concept gereed, Wageningen.
- Breure, A.M., Rutgers, M. (1999) Vaststellen van veldeffecten van milieu-stressoren - het belang van een indicator voor pollution-induced community tolerance (PICT), RIVM-rapport 607601 006, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- Canter Cremers, I., De Swart, E.O.A.M., Souren, A., Turnhout, E. (1999) Zienswijzen natuurontwikkeling op verontreinigde gronden. Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, rapport nr. 21, Wageningen.
- CCME (1996) A framework for ecological risk assessment: General Guidance. The National Contaminated Sites Remediation Program. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- CCME (1997) A framework for ecological risk assessment: Technical Appendices. The National Contaminated Sites Remediation Program. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Chapman, P.M. (1986) Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3: 957-964.
- Crommentuijn T., Polder, M.D., and Van de Plassche, E.J. (1997) Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account. Report No. 601501001, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- De Rooij, N.M., Smallegange, R.A.J., Smits, J.G.C., Temminghoff, E.J.M., Plette, A.C.C., Bril, J. (1999) Methodology for determination of heavy metal standards for soil, phase 2: development of models and measuring techniques. Report T2261, AB-DLO, Wageningen.
- De Zwart, D. (2000) Observed regularities in SSDs for aquatic species. In: Posthuma, L. and Suter, G.W. (Eds.) The use of Species Sensitivity Distributions in ecotoxicology. SETAC-Press, in prep.

- De Zwart, D., Rutgers, M., Notenboom, J. (1999) Bepaling van het locatiespecifieke ecologische risico van bodemverontreiniging: een opzet voor een beoordelingssystematiek. RIVM rapport 711701011, RIVM, Bilthoven.
- Faber, J.H. (1997) Ecologische risico's van bodemverontreiniging, ecologische bouwstenen. TCB rapport R07, Den Haag.
- Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K., Jensen, B.K., Jensen, J., Kasamas, H., Urzelai, A., Vegter, J., editors (1998) Risk assessment for contaminated sites in Europe. Volume 1, Scientific basis. LQM Press, Nottingham.
- Gaudet, C. (1994) A framework for ecological risk assessment at contaminated sites in Canada: review and recommendations. Environment Canada, Ottawa (Ontario), Canada.
- Gezondheidsraad (1995) Ecotoxicologie op koers. Rapport commissie ecotoxicologische vraagstukken, 1994/13, Den Haag.
- Grontmij (1997) Evaluatie urgentiesystematiek. Grontmij, De Bilt,.
- Hamers, T., Aldenberg, T., Van de Meent, D. (1996) Definition report - Indicator Effects Toxic Substances (I_{tox}). RIVM report 607128001, RIVM, Bilthoven..
- IKC (1999) Functiegerichte bodemkwaliteitssystematiek, 2 Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden. Rapport Informatie- en Kenniscentrum Landbouw. Ede.
- INS (1999) Integrale Normstelling Stoffen, milieukwaliteitsnormen bodem, water en lucht. Interdepartementale stuurgroep INS. VROM, Den Haag.
- Jager, T., Vermeire, T.G., Rikken, M.G.J., Van der Poel, P (2000) Opportunities for a probabilistic risk assessment of chemicals in the European Union (accepted Chemosphere)
- Kelly, E.J., Campbell, K. (2000) Separating variability and uncertainty in environmental risk assessment – making choices. Hum. Ecol. Risk Asses. 6: 1-13.
- Klepper, O., Van de Meent, D. (1997). Mapping the Potentially Affected Fraction (PAF) of species as an indicator of generic toxic stress. RIVM report 607504001, RIVM, Bilthoven.
- Koolenbrander, J.G.M. (1995) Urgentie van bodemsanering - de handleiding. Tauw Milieu bv, SDU Uitgeverij, Den Haag.
- Lahr, J., Derksen, A., Postma, J., De Poorter, L. (1999) Locatiespecifieke beoordeling van actuele ecologische risico's in verontreinigde landbodems, een beslissingsondersteunend systeem voor ecologische beoordeling en prioritering van saneringsurgentie. Rapport 99.1254b. AquaSense, Amsterdam.
- Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Crommentuijn, T., Otte, P.F., Van de Plassche, E., Rikken, M.G.J., Rompelberg, C.J.M., Sips, A.J.A.M., Swartjes, F.A. (1999a) Herziening interventiewaarde lood – evaluatie van de afleiding van de interventiewaarde grond/sediment en grondwater. RIVM rapport 711701 013, RIVM, Bilthoven.
- Lijzen, J.P.A., Swartjes, F.A., Otte, P., Willems, W.J. (1999b) Bodemgebruikswaarden, methodiek en uitwerking. RIVM rapport 711701016, RIVM, Bilthoven.
- Lijzen J.P.A., Ter Meulen, G.R.B., De Vries, W. (1997) Opzet voor een leidraad bodembeoordeling bij natuurontwikkeling; raamwerk van een ecotoxicologische risicobeoordeling voor natuurontwikkeling binnen de Ecologische Hoofdstructuur, RIVM Rapport 711501003, RIVM, Bilthoven.
- Luttik, R., Traas, T.P., Mensink, H. (1997). Mapping the potentially affected fraction of avian and mammalian target species in the national ecological network. RIVM-report 607504002, RIVM, Bilthoven.
- Nijhof, A.G. (1996) Risicobeoordeling bij bodemverontreiniging: inventarisatie van knelpunten en oplossings-richtingen. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, nr. 4, PGBo, Wageningen.
- Nijhof, A.G., Koolenbrander (1998) Assessing risks from soil pollution: inventory of bottlenecks and possible solutions. Report no. 15, The Netherlands Integrated Soil Research Programme, Wageningen, The Netherlands.

- Peekel, A.F., Doelman, P. (1999) Nematoden graadmeters voor bodemvervuiling. *Natuur en Techniek* 67(9): 6-15.
- Peijnenburg, W.J.G.M., Posthuma, L., Eijsackers, H., Allen, H.E. (1997) A conceptual framework for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes. *Ecotox. Environ. Safety*. 37: 163-172.
- Posthuma, L., Schouten, T., Van Beelen, P., Rutgers, M. (1999) Forecasting effects of toxicants at the community level: four case studies comparing observed community effects of zinc with forecasts from a generic ecotoxicological risk assessment method. (submitted)
- Posthuma, L., Van Gestel, C.A.M., Smit, C.E., Bakker, D.J., Vonk, J.W. (1998) Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. RIVM rapport 607505004, RIVM, Bilthoven.
- Rutgers, M., Breure, A.M. (1999) Risk Assessment, microbial communities, and pollution-induced community tolerance. *Hum. Ecol. Risk Assessm.* 5: 661-670.
- Rutgers, M., Faber, J., Postma, J., Eijsackers, H. (1998a) Locatiespecifieke ecologische risico's: een basisbenadering voor functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging. Rapport Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, nr. 16, Wageningen.
- Rutgers, M., Van Bommel, S., Breure, A.M., Van Andel, J.G., Duetz, W.A. (1998b) Effect of pH on the toxicity and biodegradation of pentachlorophenol by *Sphingomonas* sp. strain P5 in nutrient culture. *Environ. Toxicol. Chem.* 17:792-797.
- Rutgers, M., Postma, J.F., Faber, J.H. (2000) Uitwerking van de basisbenadering voor de locatiespecifieke, functiegerichte, ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging voor de praktijk. Rapport Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, nr. 29, Wageningen.
- Schipper, C.A., Stronkhorst J. (1999) Toxiciteitstesten voor zoute baggerspecie. Report No. 90-369-3493-1, RIKZ.
- Schouten, A.J., Brussaard, L., De Ruiter, P.C., Siepel, H., Van Straalen, N.M. (1997) Een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit. RIVM rapport 712910005, RIVM, Bilthoven.
- STOWA/RIZA (1997) Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems. STOWA rapport 97.42, RIZA nota 97.085, Utrecht, Lelystad.
- Struijs, J., Van de Meent, D., Peijnenburg, W.J.G.M., Van den Hoop, M.A.G.T., Crommentuijn, T. (1997) Added risk approach to derive maximum permissible concentrations for heavy metals: How to take natural background levels into account. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 37: 112-118.
- Suter, G.W. (1993) *Ecological Risk Assessment*. Lewis, Chelsea, MI, USA.
- Swartjes, F.A. (1999) Risk-based assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands: standards and remediation urgency. *Risk Analysis* 19: 1235-1249.c
- Tuinstra, J., Durand-Huizing, A., Van Egmond, C.M. (2000) Risicobeoordeling ecosystemen verontreinigde waterbodems (2000). IWACO/Witteveen & Bos, AKWA-rapportnr. 00.001, RIZA-werkdocument 2000.048x.
- Van Beelen, P., Fleuren-Kemilä, A.K. (1997) The influence of the pH on the toxic effects of zinc, cadmium, and pentachlorophenol on pure cultures of soil micro-organisms. *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 146-153.
- Van de Guchte, C. (1992) The sediment quality triad: an integrated approach to assess contaminated sediments. In: PJ Newman, MA Piavaux, RA Sweeting (eds), *River Water Quality. Ecological Assessment and Control*. ECSC-EEC-EAEC, Brussels-Luxembourg, pp. 425-431.
- Van de Guchte, C., Eijsackers, H., Den Besten, P.J., Van Gestel, C.A.M., Aldenberg, T., Traas, T.P., De Ruiter, P.C. (1996) Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodems. Hoe verder? Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, rapport nr. 2.
- Van der Waarde, J.J., Holwerda, D. (2000) Afweging saneringsnoodzaak op basis van ecologische risico's: locatie Kollum Chemie. *Bodem* 10:13-15.

Vink, J.P.M., Van de Guchte, C., Zwolsman, J.J.G., Van der Heijdt, L.M., Van Steenwijk, J.M., Tuinstra, J. (1999) Naar een nieuwe beoordeling van zware metalen in sediment. AKWA rapport 99.007

Vossen, K., Canter Cremers – Rijdsorp, I., Vergeer, M.J., Koolenbrander, J. (1996) Systematiek voor tijdstipbepaling. Rapportnr. R3455297.H06, Iwaco bv, Tauw Milieu bv.

VROM/IPO/VNG (1999) Van trechter naar zeef, ISBN 9012088437, SDU, Den Haag.

Bijlage 1: Begrippenkader

Er is nogal wat spraak- en begripsverwarring rondom locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling. In dit hoofdstuk zal daaraan enige aandacht besteed worden.

Ecosysteem en natuur

Veel verwarring treft men aan bij discussies over natuur en ecosystemen. De wetenschappelijke definitie voor ecosysteem is (De Zwart et al. 1999): een volume (land, lucht en/of water) met een natuurlijke begrenzing die primair wordt ingegeven door landschapseigenschappen en klimatologische factoren. Ecosystemen omvatten naast organismen in levensgemeenschappen een verzameling ecologische en antropogene processen die functioneren in een genest systeem van deelvolumes. Bij het ecologische onderzoek spelen schaal- en areaalgrootte een belangrijke rol en deze dienen altijd beschreven te zijn. Een belangrijk kenmerk van het ecosysteem is haar complexiteit: het is onmogelijk om alle aspecten van een ecosysteem in beschouwing te nemen.

Een definitie van het begrip 'natuur' is minder eenvoudig te geven, omdat iedereen (deskundigen en niet-deskundigen) er een eigen invulling aan geeft (bijv. Canter Cremers et al. 1999). Twee grondhoudingen kunnen onderscheiden worden. De eerste grondhouding gaat uit van de intrinsieke waarde van de natuur, die elke aantasting van buitenaf afkeurt. Hoewel elke (ook lichte) verontreiniging veroordeeld wordt, bestaat vaak het gevoel dat de natuur (en het ecosysteem in kwestie) in specifieke gevallen niet noemenswaardig aangetast wordt, omdat er andere, belangrijkere stressfactoren aanwezig zijn. Deze houding leidt tot de vereenvoudigde stelling "in Nederland is geen natuur meer". De tweede grondhouding richt zich op het gebruikaspect. In principe wordt toegestaan dat de natuur tot op zekere hoogte aangetast wordt. Hierbij speelt mee dat er bij een 'onvermijdbare' aantasting altijd (voldoende) natuur overblijft. Deze grondhouding leidt tot de globale stelling "natuur is overal".

Tot op heden hebben beide, tegengestelde grondhoudingen meegewerkt aan het instandhouden van de impasse rondom ecologische risicobeoordeling en het niet serieus meewegen van ecologische risico's bij de ruimtelijke planvorming en bodembeheer. De vraag waar het werkelijk om draait, namelijk of het ecosysteem verandert als gevolg van de aanwezigheid van verontreiniging en welke consequenties dat heeft voor het beoogde bodemgebruik, werd hierdoor tot op heden niet serieus en effectief behandeld. Het is tot op heden dan ook niet mogelijk om een verantwoorde kwantitatieve vergelijking te maken tussen de effecten van verontreiniging en de effecten van andere stressoren, zoals verzuring, vermesting, verstoring, versnippering en verdroging.

Risico's, effecten en schade

In het algemeen wordt een risicobeoordeling bij bodemverontreiniging geïnterpreteerd als het vergelijken van de milieuchemische bodemkwaliteit met toetsingscriteria. Afhankelijk van het type toetsing kan onderscheid worden gemaakt tussen risico (letterlijk: kans op een nadelige effecten), daadwerkelijke ecologische effecten en ecologische schade door verontreiniging (Suter 1993). Bij het begrip risico speelt de kans op het optreden van effecten of de onzekerheid in de geschatte effecten een rol. Ecologische effecten kunnen modelmatig worden berekend (model onzekerheid) of worden bepaald door middel van daadwerkelijk observaties (statistische variatie als gevolg van onzekerheid in de metingen en literatuurgegevens; onzekerheid door een tekortschietende representativiteit omdat het ecosysteem te ingewikkeld is voor een analyse met een beperkt instrument). Ecologische effecten zijn dus in feite niet te meten, en alleen bij benadering te schatten. Er is pas sprake van schade, als de ecologische effecten onacceptabel zijn. De begrippen 'schade' en 'risico' zijn, sterker nog dan het begrip 'effect', subjectief, omdat de waardering van de berekende of waargenomen effecten een additionele rol speelt, m.a.w. wanneer is iets onacceptabel.

Generiek, potentieel, locatiespecifiek en eco(toxico)logie

Bij de toepassing van SW en IW volgens de Wbb (het ‘normenstelsel’) wordt geen onderscheid gemaakt naar bodemgebruik, de werkelijke gevoeligheid van het ecosysteem en andere locatiespecifieke gegevens. Daarom wordt deze benadering ‘generiek’ genoemd en de verwachte effecten ‘potentieel’. Bij de locatiespecifieke benadering wordt wel onderscheid gemaakt naar het bodemgebruik en/of naar de gevoeligheid van het ecosysteem en/of naar de locatiespecifieke blootstelling. De concentraties van verontreinigende stoffen in monsters van een locatie zijn in feite locatiespecifieke invoergegevens, ondanks het feit dat ze in de generieke benadering worden gebruikt voor de vergelijking met de streef- en interventiewaarden (SW en IW). Aan de andere kant zijn literatuurgegevens die nodig zijn voor de effectieve interpretatie van analyseresultaten nooit locatiespecifiek. Het is dus van belang dat goed omschreven wordt wat met ‘locatiespecifiek’ wordt bedoeld.

Het gangbare denkraam bij de ecotoxicologie verschilt sterk van dat bij andere ecologische disciplines. De ecotoxicologie is van huis uit sterk stofgericht, dat wil zeggen dat de basisinformatie, bijvoorbeeld t.b.v. een risicobeoordeling, gebaseerd is op de empirisch bepaalde aanwezigheid van verontreinigende stoffen op een locatie. Vervolgens vindt er via modellen en toxiciteitsgegevens uit de literatuur een vertaalslag naar zogenaamde potentiële effecten plaats. Bij de toepassing van de SW en IW wordt er van uitgegaan dat alle soorten organismen op een locatie voor kunnen komen. Men gaat dus uit van een hypothetisch ecosysteem; er wordt geen onderscheid gemaakt tussen gevoelige en ongevoelige ecosystemen. Het is tegenwoordig soms mogelijk om wel rekening te houden met de soortensamenstelling, maar de berekening leidt nog steeds tot potentiële effecten in een hypothetisch ecosysteem, omdat de daadwerkelijke effecten niet gemeten (of berekend via empirische modellen) zijn.

Naast de locatiespecifieke gegevens over de aanwezigheid van stoffen, kan ook locatiespecifieke informatie over meetbare toxiciteit op basis van bioassay resultaten gebruikt worden voor een risicobeoordeling. Dit is echter nog steeds een stofgerichte, ecotoxicologische benadering.

Bij het ecologisch onderzoek gaat men vaak uit van empirische informatie van het ecosysteem op de locatie zelf, of van berekeningen met behulp van statistische habitat-responsrelaties (empirische modellen), en daardoor worden de effecten van stressoren meer in verband met daadwerkelijke ecosystemen bestudeerd. Dit kan worden aangeduid met de term “locatiespecifieke ecologische informatie” om het onderscheid te maken met locatiespecifieke milieuchemische informatie, en meetbare toxiciteit.

Triade

Ten behoeve van een locatiespecifieke beoordeling wordt tegenwoordig vaak voorgesteld om de Triade-benadering toe te passen, waarbij drie typen locatiespecifieke gegevens in onderlinge samenhang worden onderzocht. (Chapman 1986, Van de Guchte 1992, STOWA/RIZA 1997, De Zwart et al. 1999, AKWA/RIZA 1999).

1. MILIEUCHEMISCHE INFORMATIE

Inzicht in de aanwezigheid en het gedrag van stoffen op de locatie noemt men milieuchemische informatie. Via modellen worden hieruit *potentiële* effecten berekend. Een beoordeling op basis van milieuchemische gegevens kan omvatten:

- Potentiële effecten per stof. Deze worden berekend op basis van relevante stofconcentraties (in de bodem en biota), literatuurgegevens voor toxiciteit van blootgestelde soorten en eventueel bioaccumulatiefactoren.
- Potentiële effecten voor de som van alle gemeten stoffen (via rekenregels voor combinatietoxiciteit).

- De partiële biobeschikbaarheid en beperkte blootstelling. Deze zijn van invloed op de berekening van de potentiële effecten (evenwichtspartitiemodellen en bioconcentratiegegevens kunnen hierbij behulpzaam zijn).
- Het verloop van de concentraties en beschikbaarheid van stoffen in de tijd. Deze zijn van belang voor inzicht in de toe- of afname van potentiële effecten (inzicht in biokatalyseprocessen, adsorptie en desorptie, transport, precipitatie kan gebruikt worden om tijdseffecten in te schatten).

2. BIOASSAYS

Bij het oriënterend en nader bodemonderzoek worden alleen prioritaire stoffen geanalyseerd via chemische analysetechnieken. De meetbare toxiciteit van het complete mengsel van stoffen (inclusief onbekende stoffen en mengspecifieke effecten) in monsters van de locatie kan beschouwd worden als locatiespecifieke toxiciteits informatie. Technieken waarmee deze informatie wordt verkregen zijn:

- Bioassays in het laboratorium. Hierbij worden proeforganismen (dieren, planten, micro-organismen) in een gecontroleerde omgeving (temperatuur, vochtigheid, etc.) blootgesteld aan monsters van de locatie. Meestal wordt naar parameters gekeken zoals overleving, reproductie en groei. Als op suborganismaal niveau wordt geanalyseerd spreekt men van biomarkertechnieken.
- Bioassays in het veld. Hierbij worden proeforganismen blootgesteld aan de verontreiniging onder veldomstandigheden (via zogenaamde kooiexperimenten of gemerkte organismen).

Zowel milieuchemische gegevens als de resultaten van bioassays horen bij de zogenaamde stofgerichte informatiebronnen. Het kenmerk van dit type informatie is dat de onzekerheid naar de aanwezigheid van stoffen relatief klein is, maar de onzekerheid met betrekking tot daadwerkelijke ecologische effecten in het veld juist groot is.

3. ECOLOGISCHE WAARNEMINGEN

Ecologische gegevens ten behoeve van een locatiespecifieke risicobeoordeling worden meestal verkregen uit veldwaarnemingen. Berekeningen via habitat-respons-relaties door gebruik te maken van empirische modellen uit de literatuur worden ook gerekend tot locatiespecifieke ecologische gegevens. Via deze informatiebron wordt rechtstreeks inzicht verkregen in ecologische parameters op de locatie. Het kenmerk van ecologische informatie is dat de onzekerheid naar ecologische veranderingen relatief klein is, maar dat de relatie met de aanwezigheid van verontreiniging vaak juist een grote onzekerheid kent (een uitzondering hierop vormt de PICT-benadering; bijv. Posthuma et al. 1999, Rutgers en Breure 1999). Daarom vindt bij de Triade-benadering een integratie plaats met stofgerichte informatie. De volgende ecologische gegevens kunnen worden onderscheiden:

- Ecologische observaties direct in het veld,
- Ecologische observaties na analyse in het laboratorium, vooral van belang voor cryptobiota (organismen met een 'verborgen' levenswijze zoals wormen en micro-organismen),
- Ecologische gegevens uit statistische modellen (bijv. habitat-respons modellen). Dit type informatie is essentieel om inzicht te krijgen over de relatie tussen effecten van verontreiniging, effecten van andere stressoren, en natuurlijke variatie.

Bijlage 2: Verzendlijst

- 1 Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Bodem
- 2 Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, Dr. Ir. B.C.J. Zoeteman
- 3 Dr. J.M. Roels - DGM/Bo
- 4 Dr. G.H. Crommentuijn - DGM/Bo
- 5 Drs. N.H.S.M. de Wit - DGM/Bo
- 6 Dr. Ir. S. Boekhold - DGM/Bo
- 7 Ir. M.M. Mensink - LNV
- 8 Drs. J.J.C. Karres - LNV
- 9 Ir. P. van den Brand - LNV, dir ZW
- 10 Prof. Dr. P.C. de Ruiter - UU
- 11 Dr. H. Vermeulen - SKB
- 12 Drs. P.S.H. Ouboter - SKB
- 13 Ir. H.J. van Veen – SKB
- 14 Dhr. A. Verbruggen – SBK
- 15 Dhr. T. Tielens - SBK
- 16 W. Tenner - Gemeente Amsterdam
- 17 A. Heijna – Gemeente Amsterdam
- 18 Drs. J.M. Wezenbeek - Grontmij Advies & Techniek
- 19 Prof. Dr. H.J.P. Eijsackers - Alterra
- 20 Dr. J. Faber - Alterra
- 21 Dr. W. Ma - Alterra
- 22 Dr. J. Harmsen - Alterra
- 23 Dr. W. de Vries – Alterra
- 24 H. Kros - Alterra
- 25 Dr. J. Bierkens - VITO
- 26 Drs. J. Tuinstra - IWACO
- 27 Dr. ir. P. Doelman – IWACO
- 28 Drs. I. Canter Cremers - IWACO
- 29 Dr. ir. S.W. Moolenaar - IWACO
- 30 Dr. J. Postma – AquaSense
- 31 Dr. J. Lahr – AquaSense
- 32 A. Derksen - AquaSense
- 33 Drs. J. van de Waarde - Bioclear
- 34 Dr. R.M.C. Theelen - Tauw bv
- 35 Drs. S.C. Bos - Tauw bv
- 36 W. Hendriks -Witteveen en Bos
- 37 Dr. E. van der Hoek – Witteveen en Bos
- 38 Dr. H. Leenaers - NITG-TNO
- 39 M. van der Leenkule - DLG
- 40 D. van der Eijk - Provincie Zuid-Holland
- 41 R. Mes – Provincie Zuid-Hollad
- 42 I. Romein - Provincie Zuid-Holland
- 43 Drs. C. van de Guchte – RIZA
- 44 Dr. P.J. den Besten – RIZA
- 45 Dr. Ir. J.P.M. Vink - RIZA
- 46 Drs. M. van Elswijk – RIZA
- 47 Ir. L.R.M. de Poorter - RIZA
- 48 J. Stronkhorts - RIKZ
- 49 Ir. T. Edelman - SBNS

- 50 Dr. W. Veerkamp - Shell Nederland bv
- 51 Dr. J.J. Vegter - TCB
- 52 Dr. J. van Wensem - TCB
- 53 Drs. J. Brils - TNO-MEP
- 54 Dr. M.C.Th. Scholten - TNO-MEP
- 55 Prof. Dr. N.M. van Straalen - VU
- 56 Dr. Ir. C.A.M. van Gestel - VU
- 57 Drs. M. Klein - IKC-Natuurbeheer
- 58 Dr. A.P. van Wezel - CSR
- 59 Dr. T.D.H.M. Sijm - CSR
- 60 Drs. R. Luttk - CSR
- 61 Dr. Ir. F.A. Swartjes - LBG
- 62 Drs. W.J. Willems - LBG
- 63 Ir. R. van den Berg – hLBG
- 64 Ir. A.H.M. Bresser - hLWD
- 65 Dr. W.H. Könemann - hCSR
- 66 Drs. J.H. Canton - hECO
- 67 Dr. A.M. Breure – ECO
- 68 Dr. Ir. D. van de Meent - ECO
- 69 Dr. A. Sterkenburg - ECO
- 70 Dr. J. Struijs - ECO
- 71-83 Auteurs
- 84 SBD/Voorlichting & Public Relations
- 85 Bureau Rapportenregistratie
- 86 Bibliotheek RIVM
- 87-88 Bureau Rapportenbeheer
- 89-100 Reserve exemplaren