

LOCATIESPECIFIEKE ECOLOGISCHE RISICO'S:

**Een basisbenadering voor functiegerichte beoordeling
van bodemverontreiniging**

M. Rutgers, J. Faber, J. Postma en H. Eijsackers

**RAPPORTEN PROGRAMMA GEÏNTEGREERD BODEMONDERZOEK
Deel 16**

Gegevens: Locatiespecifieke ecologische risico's: Een basis benadering voor de functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging / M. Rutgers, J. Faber, J. Postma en H. Eijsackers – Wageningen: Programmabureau Geïntegreerd Bodemonderzoek (Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek; deel 16) - 17 p., 1 bijl., - ISBN 90 73270-30-8.

Trefwoorden: bodemonderzoek, bodemverontreiniging, risicobeoordeling, ecologie.

Verantwoording: In de afgelopen jaren is geïnventariseerd waar de kennis, knelpunten en leemten liggen bij de ecologische risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodem. Het onderhavige rapport betreft de uitkomst van een studie naar de wijze waarop locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling, conform recente wijzigingen in het bodembeleid, vorm gegeven zou moeten worden. De bij de ontwikkeling van het bodembeleid betrokken instituten, DLO, RIZA en RIVM, hebben een "basisbenadering" opgesteld onder begeleiding van een werkgroep met vertegenwoordigers uit een breed beleidsmatig en wetenschappelijk veld (AB-DLO, TNO-MEP, VUA, UU, TCB, DGM/Bo en AquaSense). Het onderzoek werd uitgevoerd in 1997 en 1998. De publicatie heeft ten doel adviseurs, gebruikers, beleidsmedewerkers en wetenschappers over de basisbenadering te informeren. De resultaten kunnen gebruikt worden om vervolgonderzoek bestaande uit locatiestudies te programmeren. Het rapport is verkrijgbaar bij het Programmabureau Geïntegreerd Bodemonderzoek in Wageningen à f 40,-.

Instellingen en personen die betrokken zijn bij de uitvoering van deze studie:

Drs. C. Denneman, VROM, DGM/Bodemzaken, Postbus 30945, 2500 GX Den Haag, tel 070-3394296, fax 0320-249218

Prof.dr. H. Eijsackers, Laboratorium voor Ecotoxicologie - RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, tel 030-2743148, fax 030-2744413

Drs. C. van de Guchte, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Postbus 17, 8200 AA Lelystad, tel 0320-298411

Dr. J.H. Faber, Instituut voor Bos- en Natuurbeheer - DLO, Postbus 23, 6700 AA Wageningen, tel 0317-477870

Drs. P.S.H. Ouboter, Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Postbus 213, 2800 AE Gouda, tel 0182-599664, fax 0182-599670

Dr. J.F. Postma, AquaSense, Postbus 95125, 1090 HC Amsterdam, tel 020-5922244, fax 020-5922249

Prof.dr. P.C. de Ruiter, Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsonderzoek - DLO, Postbus 14, 6700 AA Wageningen, tel 0317-475700, fax 0317-423110

Dr. M. Rutgers, Laboratorium voor Ecotoxicologie - RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, tel 030-2742040, fax 030-2744413

Dr. M. Scholten, TNO-MEP, Postbus 57, 1780 AB Den Helder, tel 0223-638801, fax 0223-630687

Prof.dr. N.M. van Straalen, Vrije Universiteit, De Boelelaan 1987, 1081 HV Amsterdam, tel 020-4447070, fax 020-4447123

Dr. J. van Wensem, Technische Commissie Bodembescherming, Postbus 30947, 2500 GX Den Haag, tel 070-3393034, fax 070-3391342

© 1998. Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Postbus 37, NL-6700 AA Wageningen; telefoon: 0317-484170; telefax: 0317-485051.

Omslag: Ernst van Cleef

Druk: Grafisch Service Centrum van Gils B.V., Wageningen

Inhoudsopgave

Voorwoord en leeswijzer	i
Samenvatting	iii
Inleiding	1
State-of-the-art in de eco(toxico)logie	1
Contouren van een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling	3
Potentiële risico's, effecten en schade	6
Draagvlak voor ecologische risicobeoordeling en maatregelen	8
Aanwijzingen bij het kiezen van ecologische aspecten in relatie tot bodemgebruik	10
Instrumentarium	12
Conclusies en aanbevelingen	14
Referenties	15

Bijlage 1: Verklarende woordenlijst

Voorwoord en leeswijzer

In 1996 werd de aanzet gegeven voor een project om een basisfilosofie te formuleren voor de beoordeling van actuele ecologische risico's van (water)bodemverontreiniging. Een werkgroep bestaande uit C. Denneman, H. Eijssackers (vz), C. van de Guchte, J. Faber, S. Ouboter, J. Postma, P. de Rooter, M. Rutgers, M. Scholten, N. van Straalen en J. van Wensem vertegenwoordigde een brede doorsnede van instellingen die inhoudelijk betrokken zijn bij het opzetten van kaders voor actuele ecologische risicobeoordeling. Vier vergaderingen en consultatie van een aantal personen die bij bodemgebruik betrokken zijn, hebben geleid tot de in deze notitie gepresenteerde "basisbenadering". De projectorganisatie was gezamenlijk in handen van IBN-DLO, AquaSense (in opdracht van RIZA) en RIVM.

Bij de hier gepresenteerde basisbenadering wordt onder andere een aantal uitgangspunten weergegeven die gehanteerd kunnen worden bij de locatiespecifieke beoordeling van ecologische risico's en bij de ontwikkeling van beslissingsondersteunende systemen. Belangrijke elementen zijn de definitie van het (gewenste) bodemgebruik, het selecteren van ecologische aspecten afgestemd op de betreffende locatie en het instrumentarium waarmee ecologische schade (effecten), in plaats van potentiële risico's, bepaald kan worden.

In dit rapport wordt uitgegaan van het begrip "ecologisch aspect", een geselecteerd onderdeel of kenmerk van het ecosysteem ter plaatse (bijvoorbeeld een gewenste verzameling van soorten) of op een hoger ecologisch integratieniveau (bijvoorbeeld life support functies), afgestemd op het ecologisch bodemgebruik.

Na de inleiding en een beschrijving van het probleem worden in deze notitie allereerst de contouren van een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling weergegeven. Daarna wordt ingegaan op het daadwerkelijk vaststellen van ecologische schade (i.t.t. het berekenen van potentiële risico's) en op de vraag of er al dan niet voldoende draagvlak voor de implementatie van een dergelijk systeem aanwezig is. Tenslotte wordt een aantal aanwijzingen gegeven voor het kiezen van de "juiste" ecologische aspecten in relatie tot het (gewenste) bodemgebruik en voor het samenstellen van een geschikt instrumentarium.

Samenvatting

De bodemverontreinigingsproblematiek in Nederland is te groot om binnen een redelijke termijn volledig opgelost te worden. Als gevolg van wijzigingen in het bodembeleid is een aantal opties zoals nauwkeurige prioritering door gebruik te maken van locatiespecifieke risicobeoordelingstechnieken, het treffen van maatregelen (saneren, aangepast bodembeheer) op vervuilde locaties die afgestemd worden op het bodemgebruik, en afstemming van het bodemgebruik op de bodemkwaliteit, duidelijk in beeld gekomen.

Deze notitie schetst uitgangspunten die gehanteerd kunnen worden bij de locatiespecifieke beoordeling van *ecologische* risico's en bij de ontwikkeling van beslissingsondersteunende systemen. Belangrijke elementen zijn:

1. een definitie van het bodemgebruik,
2. selectie van ecologische aspecten afgestemd op de locatie, en
3. een instrumentarium waarmee ecologische schade (effecten) bepaald kan worden in plaats van potentiële risico's.

De verschillende elementen en de onderlinge verbanden worden nader uitgewerkt.

Hoewel ecosystemen gekenmerkt worden door zeer complexe structuren en functies, is het mogelijk om deelelementen te onderscheiden waarop de ecologische beoordeling geconcentreerd wordt. In die zin hoeft ecologische risicobeoordeling niet per definitie ingewikkeld te zijn en kan (afhankelijk van de gewenste nauwkeurigheid) een simpel instrumentarium ingezet worden waarmee grofweg ecologische effecten bepaald kunnen worden. Bij natuurontwikkeling bijvoorbeeld kan een beoordelingskader gebruikt worden om tot een optimalere inrichting van het gebied te komen, zonder noodzaak tot saneren. Anderzijds kan het beoordelingskader gebruikt worden om te bepalen of een relatief kleine ingreep kan leiden tot een sterke ecologische kwaliteitsverbetering van de bodem met betrekking tot het bodemgebruik.

De in deze notitie beschreven uitgangspunten voor locatiespecifieke risicobeoordeling zullen in de praktijk nader vorm gegeven moeten worden. Aan de hand van enkele representatieve locatiestudies kan gestart worden met de implementatie van deze basisbenadering.

Inleiding

In ons dichtbevolkte Nederland vormt de bodem waarop wij leven een schaars goed. Een goede kwaliteit van de bodem is essentieel voor het gezond functioneren van tal van maatschappelijke activiteiten en processen. Deze kwaliteit, en daardoor het maatschappelijk gebruik, wordt echter bedreigd door verontreinigende stoffen in de bodem. Op een zeer groot aantal plaatsen is de bodem (droge en natte bodem en de diepere ondergrond) verontreinigd als gevolg van de uitstoot van verontreinigende stoffen door lokale of diffuse bronnen. Volgens een recente peiling van het IPO wordt het aantal ernstige gevallen van bodemverontreiniging (d.w.z. locaties waarop de interventiewaarde voor één of meer contaminanten wordt overschreden met een minimumvolume van 25 m³) in totaal op 60.000 geschat (Ouboter et al., 1997). Het aantal licht verontreinigde locaties is waarschijnlijk nog groter.

Bij de risicobeoordeling van bodemverontreiniging bestaat momenteel grote maatschappelijke behoefte aan een kader en instrumentarium (set van indicatoren, parameters, toetsen en criteria) om de ecologische risico's en effecten te beoordelen in het licht van locatiespecifieke omstandigheden. Hieraan liggen ten grondslag zowel een direct maatschappelijk eigenbelang (geen beperkingen bij de realisatie van het beoogd bodemgebruik op korte en lange termijn; of inzicht in de beperkingen), als meer ideële overwegingen over de intrinsieke waarde van soorten en processen in ecosystemen. De vraag is bijvoorbeeld of in een specifiek geval van bodemverontreiniging, dat op basis van generieke beoordelingsmaatstaven als "licht" of "ernstig" verontreinigd wordt beoordeeld, het maatschappelijk gebruik van die bodem op korte of langere termijn wordt belemmerd door (risico's van) daadwerkelijk optredende ecologische effecten (schade). Risico of schade voor maatschappelijke belangen op grond van een in ecologisch opzicht verminderd functioneren van de bodem zijn dus van belang bij een nadere beoordeling van de verontreiniging. Ecologische risico's of effecten moeten daarom worden meegenomen binnen het kader van de locatiespecifieke (ook wel genoemd: 'actuele') risicobeoordeling.

Het ecologisch risico van bodemverontreiniging als zodanig is moeilijk aan te geven, omdat het ecosysteem waarover uitspraken zouden moeten worden gedaan te complex is voor een eenvoudige beschrijving. In die zin is er altijd sprake van verschillende risico's, die wellicht ook niet altijd onderkend of meetbaar zijn: "Ecosystems are not more complex than we think, but more complex than we can think!" (Egler, 1997). Risico's, en zeker ecologische risico's, laten zich maar zelden in een één-dimensionaal beoordelingskader vervatten (Gezondheidsraad, 1995). Ecologische risico's zouden daarom moeten worden beoordeeld door middel van een geïntegreerde benadering aan de hand van een aantal elkaar aanvullende maten en criteria.

'State-of-the-art' in de eco(toxico)logie

Ecotoxicologisch onderzoek is gericht op de beoordeling van milieurisico's van (toxische) stoffen in brede zin. Het onderzoek ten dienste van de risicobeoordeling van bodems en waterbodems in het bijzonder heeft de laatste jaren een snelle ontwikkeling doorgemaakt (Van de Guchte et al., 1996). De basis is gelegd door een grote hoeveelheid laboratoriumresultaten van "toxiciteitstoetsen" die de ecotoxicologische eigenschappen van individuele stoffen beschrijven. Vele van deze ecotoxicologische basisgegevens zijn inmiddels verwerkt bij het afleiden van risicogrenzen en

milieukwaliteitsdoelstellingen, die goed bruikbaar zijn voor het op nationaal niveau stellen van algemene prioriteiten in verschillende stofgerichte beleidsvelden. Vervolgens is via laboratoriumstudies veel aandacht uitgegaan naar het kwantificeren van potentiële effecten in relatie tot de biologische beschikbaarheid van verontreinigende stoffen. Het verdisconteren van biologische beschikbaarheid is van groot belang bij de locatiespecifieke risicobeoordeling, omdat er grote verschillen bestaan tussen locaties.

De hierboven geschetste benadering (“standaard toxiciteitstoetsen”, QSAR- en QSSR-relaties en evenwichtspartitie-modellen) maakt gebruik van informatie over de (locatiespecifieke) aanwezigheid van stoffen en is daarom stofgericht en extrapolierend naar ecologische processen. Voor het kunnen vaststellen van daadwerkelijk aanwezige ecologische effecten bij de locatiespecifieke bodembeoordeling is een aanvullend ecologisch gericht meetinstrumentarium nodig. Hiervoor moeten ecotoxicologische en ecologische veldgegevens geïnventariseerd worden en ecologische processen gemodelleerd worden. In de eco(toxico)logie wordt momenteel aandacht besteed aan de ontwikkeling en operationalisering van bioassays waarmee informatie over de locatiespecifieke toxiciteit verkregen kan worden en aan de ontwikkeling van een instrumentarium voor ecologische veldwaarnemingen (bijv. Gezondheidsraad 1991; Den Besten et al., 1995; Hendriks et al., 1997; Schouten et al., 1997; STOWA/RIZA, 1997).

Aan de orde is momenteel de ontwikkeling van beoordelingskaders voor specifieke, praktische situaties, waarin de verworven eco(toxico)logische kennis, methoden en technieken worden geïmplementeerd. In het voorliggende rapport wordt een benadering gepresenteerd waarop dergelijke beoordelingskaders kunnen stoeien. Deze basisbenadering geeft een stramien voor een locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodems op basis van ecologische aspecten en bodemgebruik, gekenmerkt door een aantal elementen:

1. presentatie van een schematische besluitvormingsprocedure met betrekking tot het omgaan met bodemverontreiniging op basis van ecologische risico's,
2. benoeming van universele clusters van beoordelingscriteria voor bodemkwaliteit,
3. aanzet tot de invulling van ecologische aspecten differentiërend naar bodemgebruik,
4. opsomming van enkele voorbeelden van ecotoxicologische methoden die bruikbaar zijn voor locatiespecifieke risicobeoordeling.

Met nadruk wordt gesteld dat er niet zoiets bestaat als “hét ecologisch risico” van bodemverontreiniging. Afhankelijk van het plaatselijk bodemgebruik en dat in de directe omgeving zal er sprake zijn van verschillende, specifieke ecologische risico's. Het functioneren van het ecosysteem ter plaatse wordt dan op een zodanige wijze bedreigd dat het maatschappelijk gebruik van die bodem voor wat betreft de ecologie niet volledig tot zijn recht zou kunnen komen. Wanneer dergelijke verstoringen van het ecosysteem kunnen worden vastgesteld via metingen aan ecologische processen of andere ecologische kenmerken, is er sprake van een effect (schade).

In dit rapport wordt uitgegaan van het begrip “ecologisch aspect”, een geselecteerd onderdeel of kenmerk van een ecosysteem ter plaatse (bijv. een gewenste soort) of op een hoger ecologisch integratieniveau (bijv. life support functies), afgestemd op het ecologisch bodemgebruik. Er wordt vervolgens een aanzet gegeven om een op de ecologische aspecten passend instrumentarium te definiëren waarmee de ecologische risico's van bodemverontreiniging geëvalueerd kunnen worden. Een instrumentarium bestaat uit een set van meetbare of berekenbare indicatoren en ecologische

randvoorwaarden voor bodemkwaliteit (criteria) in relatie tot bodemgebruik (zie ook: Faber, 1997; Van Hesteren et al., 1998). Er worden voorbeelden gegeven van een dergelijk ecotoxicologisch meetinstrumentarium waarmee via locatiespecifiek onderzoek inzicht kan worden verworven in locatiespecifieke risico's (met inbegrip van toekomstige effecten) en feitelijk optredende effecten.

Contouren van een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling

In figuur 1 wordt een schematisch overzicht gegeven van een basisbenadering voor ecologische risicobeoordeling, dat algemeen bruikbaar kan zijn voor zowel waterbodems als landbodems. De aard van de problematiek van bodemverontreiniging is voor land- en waterbodem hetzelfde en één locatie kan tegelijkertijd beide soorten bodems omvatten (bijvoorbeeld bij het op de kant zetten van baggerslib). Bij verdergaande detaillering wordt het onderscheid in vormen van (water)bodemgebruik zichtbaar door de keuze van de ecologische aspecten of indicatoren (worden hierna behandeld). In essentie wordt een drie-traps proces voorgesteld als basisbenadering:

Stap I. In het besluitvormingsproces rond de ruimtelijke ordening in gevallen van bodemverontreiniging wordt door bestuurders, planologen, grondbezitters en deskundigen het beoogde bodemgebruik omschreven (eerste stap in het schema van figuur 1). In aanvulling op de functionele eigenschappen van de bodem (VROM, 1986) gaat het om gebruikersfuncties die aan de bodem kunnen worden toegekend. Naast de algemene en de zogenaamde continue bodemfuncties (algemene ecologische functie en grondwaterreservoirfunctie) die op bijna elke bodem van toepassing zijn, worden de meer specifieke bodemfuncties bepaald door het huidige of toekomstige gebruik door de samenleving: het "bodemgebruik". Zo hanteert de Vereniging voor Nederlandse Gemeenten (VNG) een indeling naar bedrijfsterrein / infrastructuur, binnenstedelijk of buitenstedelijk woongebied, agrarisch gebied, recreatie / natuurgebied (VNG, 1992). Een verdere onderverdeling op grond van specifiek gebruik of doelstellingen voor een specifieke locatie is mogelijk. In deze discussienota wordt vanwege de uitvoerbaarheid voorgesteld om van deze globale indeling uit te gaan (zie ook tabel 1). In de algemene omschrijving van een beoordelingskader dienen namelijk niet te veel gebruiksvormen onderscheiden te worden. Bij de locatiespecifieke risicobeoordeling kan het bodemgebruik vervolgens wel gedetailleerder worden uitgewerkt, zodat zaken als landschapstype, maatschappelijke waardering voor het landschap, gevoeligheid en zeldzaamheid omschreven worden en van invloed zijn op de te selecteren ecologische aspecten. Deze aspecten moeten gericht zijn op het ecologisch functioneren binnen het door ruimtelijke ordening aangegeven (mensgerichte) bodemgebruik. Bij de nadere uitwerking van dit onderwerp zou dan ook kunnen blijken dat de indeling zoals de VNG die hanteert (en die goed past bij de afleiding van humane risico's) vanuit ecologisch oogpunt niet optimaal is.

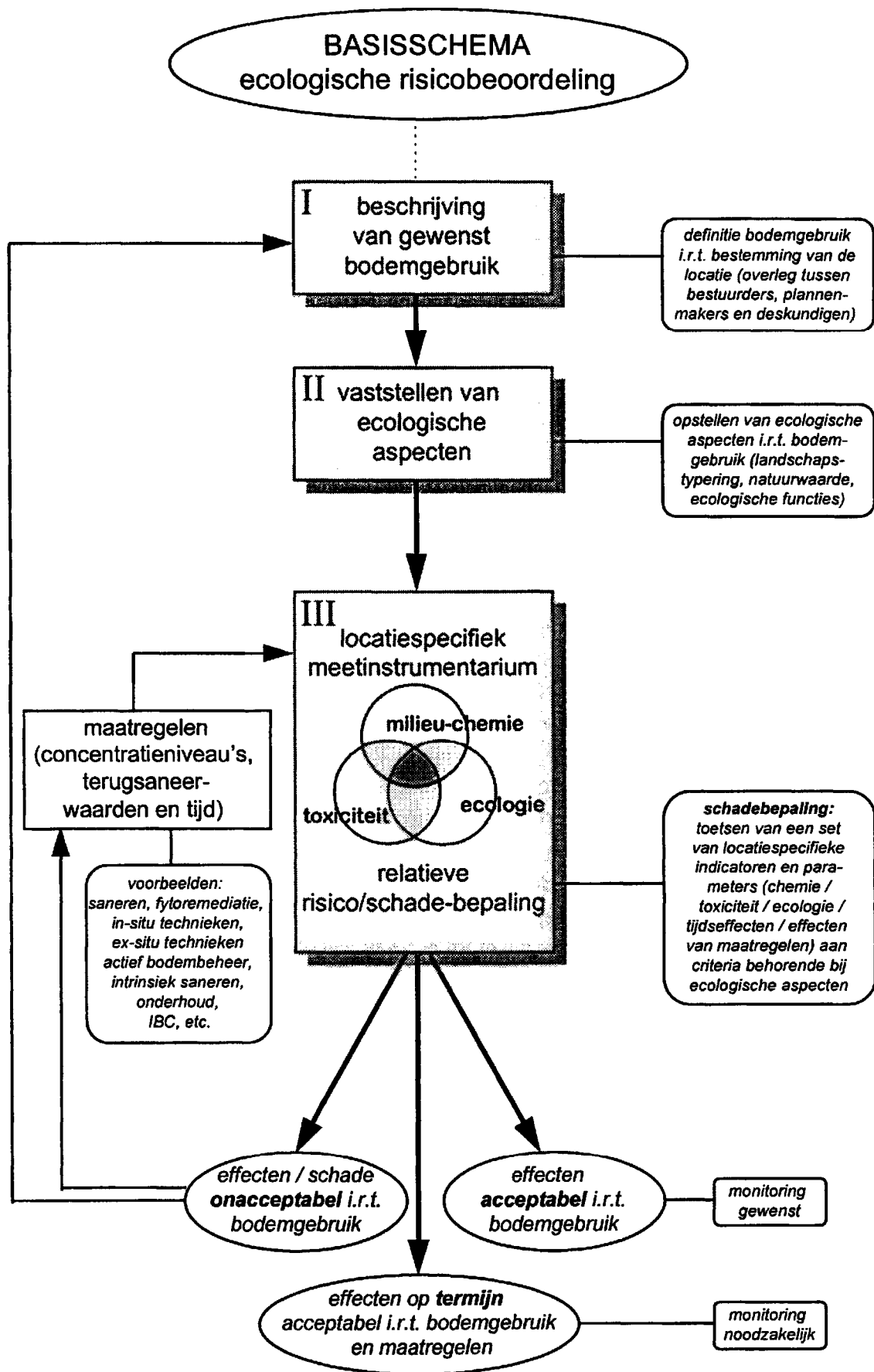
Stap II. Nadat het bodemgebruik gedefinieerd is, is het de taak van deskundigen (ecologen / ecotoxicologen) om ecologische aspecten die voortvloeien uit het bodemgebruik en gerelateerd zijn aan het ecologisch functioneren te selecteren (tweede stap in het schema van figuur 1; zie ook tabel 1). Er wordt nog niet gemeten, maar de uiteindelijke toetsing dient aan de in deze fase gekozen ecologische aspecten via een set van indicatoren (meetbare eenheden en parameters) en bijbehorende criteria voor bodemkwaliteit te geschieden. Overigens zou aan de standaardset categorieën van bodemgebruik een set van standaard ecologisch aspecten gekoppeld kunnen worden. De werkgroep is van mening dat bijvoorbeeld in alle gevallen een minimumkwaliteit gegarandeerd moet worden waarbij tenminste micro-organismen en andere processorten als ecologisch aspect kunnen dienen

(“life support functies”; Schouten et al., 1997). Gedetailleerdere ecologische aspecten zullen voor elke locatie en bodemverontreiniging weer verschillend zijn, waarbij elementen als zeldzaamheid of waardering voor een landschapstype - zoals omschreven in bodemgebruik, natuurdoeltypen, specifieke doelsoorten - en eisen aan een ecologische basiskwaliteit een rol kunnen spelen. Zo kan verondersteld worden dat ecologische aspecten voor wonen met tuin in stedelijk gebied verschillen van die in landelijk gebied, omdat specifieke eisen met betrekking tot gebiedsbepalende vegetatie ook van invloed zijn. Natuurgebieden stellen in het algemeen de hoogste eisen aan een ecologische basiskwaliteit (m.a.w. gevoelige soorten en processen moeten kunnen voorkomen), maar hebben daarentegen weinig aangrijpingspunten voor algemeen bruikbare richtlijnen (elk ecosysteem heeft specifieke kenmerken). Men dient zich hierbij te realiseren dat minder veeleisende “natuur” ook op ernstige verontreinigde bodem goede kansen kan hebben. Het gaat er niet zozeer om wat er aan flora, fauna en micro-organismen aanwezig is, maar om wat er *niet meer* aanwezig kan zijn of aangetast is.

Stap III. In de derde en meest arbeidsintensieve stap van de risicobeoordeling wordt een instrumentarium (indicatoren, parameters, modellen en/of criteria) ingezet om de ecologische aspecten die samenhangen met het beoogde bodemgebruik te toetsen. Dit instrumentarium kan metingen, schattingen, afleidingen en andere benaderingen omvatten. Voorbeelden van locatiespecifieke indicatoren zijn:

- de chemische concentraties van stoffen in de bodem en biota,
- de mobiliteit van stoffen binnen de locatie en grensoverschrijdend, zoals:
 1. chemische mobiliteit (sorptie, partitie, beschikbaarheid, blootstelling)
 2. biologische mobiliteit (doorvergiftiging, bioaccumulatie, biodegradatie)
 3. fysische mobiliteit (winderosie, precipitatie, grond/bodemwatertransport),
- schattingen of metingen van effecten op ecologische receptoren (sleutelsoorten, structuur van het ecosysteem, systeemprocessen, gemeenschapstolerantie, voedselwebben, etc.),
- effecten van mengsels van stoffen, onbekende stoffen en andere stressfactoren,
- locatiespecifieke toxiciteit (bioassays, veldtoxiciteitsmetingen, biomarkers),
- functionele redundantie in ecologische processen en herstelbaarheid van processen en structuren,
- tijdsschaal van de blootstelling en van ecologische effecten,
- voorspelling van ecologische rendement en effecten van voorgenomen maatregelen (saneren, fyto-remediatie, aangepast bodembeheer),
- waardering en beleving van het ecosysteem (zeldzaamheid, landschapstype, soortenrijkdom).

Bij het inzetten van een locatiespecifiek instrumentarium dienen criteria gesteld te worden voor de interpretatie om uit te maken of een bepaalde bodemkwaliteit voldoende of onvoldoende moet worden geacht voor het beoogde bodemgebruik. Referentiegegevens zijn hierbij van groot belang.



Figuur 1. Voorstel voor een basisschema van een beslisboom voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling. Zie tekst voor nadere uitleg.

De locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling kent drie mogelijke uitkomsten (figuur 1):

1. Het beoogde bodemgebruik kan op grond van de risicobeoordeling en rekening houdende met de omvang en ernst van de bodemverontreiniging, worden gerealiseerd zonder onacceptabele aantasting van het ecosysteem. Overigens moet men in dit geval altijd beducht zijn op zogenaamde “type-2” fouten, namelijk dat op grond van de risicobeoordeling ten onrechte wordt aangenomen dat er geen grote effecten op het ecosysteem zijn. Het terugdringen van de kans op type-2 fouten dwingt tot een grotere inspanning voor wat betreft de toetsing, omdat er herhaald getest moet worden of gevoeligere meetmethoden noodzakelijk zijn. Het verkleinen van de kans op het optreden van type-2 fouten vergroot tegelijkertijd de kans op type-1 fouten, namelijk dat het beoogde bodemgebruik ten onrechte wordt afgewezen op grond van de uitgevoerde toetsing, omdat de waargenomen effecten niet significant zijn. Dit kan leiden tot onnodige maatregelen.
2. Het beoogde bodemgebruik kan op grond van de risicobeoordeling niet worden gerealiseerd zonder onacceptabele risico's voor of aantasting van het ecosysteem. Er zijn dan twee opties:
 - i) er worden maatregelen getroffen (saneren, aangepast bodembeheer, etc.), of
 - ii) er wordt voor een minder veeleisende vorm van bodemgebruik gekozen. Via een nieuwe set van ecologische aspecten en bijbehorend instrumentarium wordt dan het risico voor het ecosysteem op de locatie opnieuw beoordeeld.Wanneer actief bodembeheer of saneringsmaatregelen overwogen worden, dienen het rendement en de effecten van deze maatregelen via de risicobeoordeling te worden bepaald. Vooral bij ingrijpende (ex situ) saneringen waarbij de vegetatie opgeofferd wordt, zal dit de uitkomst van de risicobeoordeling negatief beïnvloeden. Als herstelprocessen een voldoende kans krijgen (bijv. de vegetatie krijgt de kans om “oud” te worden en waardevolle fauna wordt geïntroduceerd), zal volledige sanering toch vaak de beste optie zijn.
3. Bij functiegericht saneren, bij een op de vervuilde locatie afgestemd bodembeheer, of bij het optreden van natuurlijke, intrinsieke herstelprocessen, is een derde uitkomst mogelijk, namelijk dat bij het beoogde bodemgebruik pas op termijn de ecologische risico's op een aanvaardbaar niveau terecht zullen komen. Bij deze uitkomst van de risicobeoordeling is het noodzakelijk om een monitoringprogramma te starten, waarmee bepaald kan worden of en wanneer die termijn is afgelopen en de ecologische risico's en effecten wel tot een aanvaardbaar niveau zijn teruggebracht.

Potentiële risico's, effecten en schade

Bij het nemen van beslissingen over het toekomstig gebruik van een verontreinigde bodem, ruimtelijke ordening en andere zaken, dienen de ecologische gevolgen van verontreiniging te worden afgewogen tegen sociaal-economische en/of financiële aspecten. Aangezien in economisch/financiële zin de term “schade” gemakkelijk en duidelijk hanteerbaar is, zou de noodzakelijke afweging kunnen stranden op het vergelijken van “financiële gevolgen” met “de kans op bepaalde ecologische risico's”. Vanuit deze overweging is het daarom aan te bevelen om bij het vaststellen van ecologische gevolgen niet alleen over mogelijkheden en kansen te spreken, maar ook de feitelijke of de verwachte (ook op de langere termijn) ecologische schade vast te stellen. Er wordt in deze notitie geen nader onderscheid gemaakt tussen de begrippen ecologische effecten en ecologische schade. De afweging of ecologische effecten van bodemverontreiniging onacceptabel moeten worden geacht en maatschappelijk gezien ecologische schade veroorzaken is wel van belang voor het stellen van criteria.

Tabel 1. Voorbeelden van bodemgebruik, te selecteren ecologische aspecten en te gebruiken indicatoren en parameters. Bodemgebruik en de ecologische aspecten worden nader bepaald door specifieke kenmerken van de locatie. De selectie van indicatoren en parameters zal afhangen van de gewenste nauwkeurigheid van de beoordeling. Directe toetsing van ecologische aspecten zal meestal niet mogelijk zijn, waardoor de representativiteit van de indicatoren aangeven zal moeten worden door deskundigen. De tabel is vooral op biologische informatie gericht; chemische informatie (zoals bijvoorbeeld stofconcentraties en biobeschikbaarheid) zijn buiten beschouwing gelaten, maar kunnen ook een rol spelen als indicator of parameter.

stap 1 BODEMGEBRUIK (indicatief)	stap 2 ECOLOGISCHE ASPECTEN (voorbeelden)	stap 3 INDICATOREN en PARAMETERS (voorbeelden)
natuur	doeltype: sleutelsoorten, doelsoorten, toppredatoren interspecifieke relaties systeemprocessen	kaakdeformatie muggenlarven, structuur sediment- en macrofauna, vogeldicht- heden, bioaccumulatie in vis en sediment-fauna, bioaccumulatie in bodemfauna en kleine zoogdieren, strooiselafbraak, structuur nematodengemeenschap, nitrificatie, voedselwebben
agrarisch bedrijf	gevoelige productiegewassen en vee zelfreinigend vermogen mycorrhiza strooiselafbraak grondwater	bioaccumulatie metalen (regenworm), biodegradatiesnelheid, maturity-index nematoden, spinnen, voedselwebben functionele groepen mijten, grondwaterorganismen
recreatie en groen- voorziening	plantensoorten (gebiedsbepalend) nutriëntencycli specifieke fauna	maturity-index nematoden, kiemingstesten, microbiële diversiteit
wonen met moestuin en volkstuinten	gevoeligste productiegewassen nutriëntencycli zelfreinigend vermogen van bodem huisdieren	maturity-index nematoden, kiemingstesten, resistentie en substraatdiversiteit micro-organismen
wonen met tuin	plantengroei (siergewassen) nutriëntencycli zelfreinigend vermogen van bodem huisdieren	maturity-index nematoden, kiemingstesten, substraatdiversiteit micro-organismen, bioaccumulatie metalen (regenworm, pissebed) PAK (bodemfauna)
wonen zonder tuin, verkeer, maatschappelijk en cultureel werk	groenbeplanting en bermvegetatie zelfreinigend vermogen grondwater	bioaccumulatie metalen (pissebed), biodegradatiesnelheid, substraatdiversiteit micro-organismen, bioassay grondwaterorganismen

Het inschatten van risico's zal ook noodzakelijk blijven, omdat ecologische effecten soms moeilijk of alleen tegen hoge kosten zijn vast te stellen. De risico's van doorvergiftiging voor organismen hoger in de voedselketen bij langzaam accumulerende stoffen zoals PCB's zijn een goed voorbeeld hiervan.

Recent is bij ecologische risicobeoordeling gestart met het geïntegreerd beschouwen van diverse soorten elkaar aanvullende informatiestromen, bijvoorbeeld met behulp van de zogenaamde TRIADE-benadering (Chapman, 1986; STOWA/RIZA, 1997; Maas et al., 1993). Deze benadering gaat uit van het tegelijkertijd en geïntegreerd inzetten van locatiespecifieke chemische, toxische en ecologische informatie bij de risicobeoordeling. Een belangrijke veronderstelling hierbij is dat een geïntegreerde aanpak tot nauwkeuriger antwoorden zal leiden dan een aanpak die alleen uitgaat van bijvoorbeeld de concentraties van verontreinigende stoffen op de locatie, en zo beter aansluit op het schadebegrip. Een belangrijke factor bij een risicobeoordeling is de beschikbaarheid van goede referentiegegevens; hiertegen worden de uitkomsten van de locatiespecifieke ecologische metingen of berekeningen gespiegeld. Bij onvoldoende referentiegegevens kunnen effecten alleen relatief bepaald worden t.o.v. andere locaties. Voor de urgentiebepaling en verdere prioritering van saneringen of locatiekeuze in het kader van ruimtelijke ordening en de inrichting van natuurgebieden is dit meestal afdoende. De mogelijke uitwerking hiervan wordt behandeld in het hoofdstuk "instrumentarium"

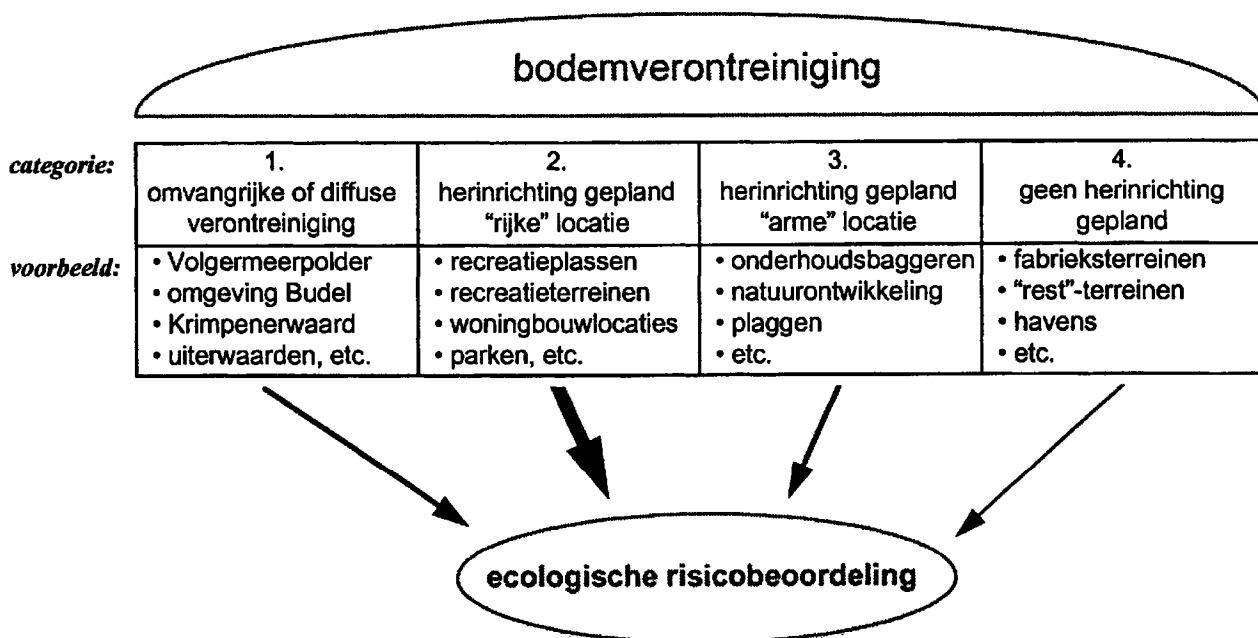
Draagvlak voor ecologische risicobeoordeling en maatregelen

Ernstige gevallen van bodemverontreiniging moeten volgens de huidige Wet Bodembescherming (Wbb) beoordeeld worden op de locatiespecifieke ecologische en humane risico's en risico's van verspreiding. Op basis van deze risico's wordt de urgentie voor sanering bepaald. Locaties met een verhoogd ecologisch risico laten zich ruwweg onderverdelen in vier voor deze notitie relevante categorieën (figuur 2):

1. Er zijn gevallen van bodemverontreiniging die zo omvangrijk zijn dat het fysiek en maatschappelijk niet op te brengen valt om deze locaties volledig te saneren. Voorbeelden hiervan zijn de verontreiniging in de Kempen, de voormalige stortplaats in de Volgermeerpolder en de gedempte sloten in de Krimpenerwaard. De financiële middelen om deze bodemverontreinigingen aan te pakken zijn altijd ontoereikend en er moet naar manieren gezocht worden om ze efficiënt in te zetten in een beperkter gebied. Voor een dergelijke beperkte inzet kan een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling prioriterend, sturend en onderbouwend werken, zodat er wellicht een maatschappelijk draagvlak ontstaat.
2. Er zijn verontreinigde locaties te vinden, waarbij financiële dekking voor de kosten van sanering aanwezig is ("rijke locaties"). Hierbij is de belangrijkste vraag hoe de aanwezige financiële middelen zo efficiënt mogelijk kunnen worden ingezet om het beoogde bodemgebruik mogelijk te maken. Bij deze locaties is sanering een optie die duidelijk in beeld is. Naast een risicobeoordeling in het licht van het geplande bodemgebruik, is een belangrijk aspect bij deze locaties het te verwachten effect van saneringsmaatregelen op de ecologische risico's, en tot welke bodemkwaliteit er gesaneerd moet worden om het beoogde bodemgebruik te garanderen. Dergelijke locaties zijn bijvoorbeeld te vinden binnen het stedelijk gebied en bij recreatiegebieden.
3. Op dezelfde schaal zijn er ook locaties waar onvoldoende financiële draagkracht voor sanering bestaat ("arme locaties"). Dit zijn locaties waarvoor wel duidelijke herinrichtingsplannen aanwezig zijn ("er moet iets gebeuren"), maar waarbij de financiële middelen beperkt zijn of waarbij de noodzaak voor het uitvoeren van een ecologische risicobeoordeling om andere redenen weinig

draagvlak heeft. Een voorbeeld is onderhoudsbaggerwerk waarbij het openhouden van een vaarroute van doorslaggevend belang is en waarbij als gevolg hiervan een grote hoeveelheid vervuild slib verwerkt moet worden. Een ander voorbeeld is het afplaggen van natuurterreinen (wat te doen met “verontreinigde” zoden?). Bij natuurontwikkelingsprojecten kan de vraag zich voordoen welk gespecificeerd bodemgebruik (bijvoorbeeld welke natuurdoeltypen zijn er mogelijk) kansen heeft bij de beperkte kwaliteit van de bodem. In deze gevallen is ecologische risicobeoordeling zinvol ter ondersteuning van de besluitvorming.

4. Tenslotte zijn er ook locaties die ernstig vervuild zijn maar waarbij draagvlak voor een ecologische risicobeoordeling ontbreekt, bijvoorbeeld omdat er geen sprake is van een herinrichtingsplan, of omdat de bestemming weinig zichtbare ecologische waarde bezit. Voorbeelden hiervan zijn restterreinen in industriële gebieden, of ontoegankelijke en ongebruikte reststroken in het landelijke gebied. Voor deze locaties is sanering geen optie, en kan de oplossing gezocht worden in een minder veeleisend bodemgebruik (bijvoorbeeld natuur en recreatieve functies van de Diemerzeedijk bij Amsterdam). Teneinde de gebruiksmogelijkheden van de bodem te bepalen bij een verminderde kwaliteit als gevolg van verontreiniging is een locatiespecifieke risicobeoordeling zeer nuttig. De IBC-saneringsvariant (isoleren, beheren, controleren) is in het recente verleden vooral gericht geweest op het reduceren van risico's van verspreiding en humane blootstelling. Het reduceren van dit type risico's hoeft niet noodzakelijkerwijs te resulteren in reductie van ecologische risico's op de betreffende locatie. Overigens zal IBC ingebed worden in het completere beheerssysteem “actief bodembeheer” (Ouboter et al., 1997).



Figuur 2: Ruwweg te onderscheiden categorieën van bodemverontreiniging in relatie tot bodemgebruik en te verwachten maatschappelijk draagvlak (dikte van de pijlen) voor een ecologische risicobeoordeling. De term “herinrichting” heeft in deze figuur een brede betekenis; ook activiteiten zoals onderhoudsbaggerwerkzaamheden vallen hieronder; “rijk” c.q. “arm” betekent financiële dekking al dan niet aanwezig.

Naast de hierboven genoemde categorieën zijn er andere factoren die het draagvlak voor een ecologische risicobeoordeling kunnen beïnvloeden zoals:

- specifieke ecologische waarden (o.a. zeldzaamheid, esthetiek) van het betreffende gebied, zoals bronbossen in Limburg, beekdalen in Noord-Brabant, bepaalde oevervegetaties in waterrijke gebieden, en de laatste restanten levend hoogveen,
- maatschappelijke beleving en waardering voor het landschapstype, zoals rivierengebied, landelijk en stedelijk gebied, etc.,
- waardering voor algemene ecologische processen die een basiskwaliteit van het bodemgebruik moet garanderen, ook in het industriële gebied.

Aanwijzingen bij het kiezen van ecologische aspecten in relatie tot bodemgebruik

Indien het uitvoeren van een ecologische risicobeoordeling nuttig en gewenst is, en als aanzet hiertoe het bodemgebruik is gedefinieerd, dienen deskundigen (ecologen / ecotoxicologen) locatiespecifieke ecologische aspecten te selecteren. Vooraf dient te worden getoetst of het beoogde bodemgebruik strookt met de locatie, en of er voldoende differentiatie is aangebracht binnen de standaard set gebruiksfuncties. Wanneer een locatie zowel ernstig verzuurd als verontreinigd is, heeft het geen zin de bodemverontreiniging te beoordelen aan de hand van zuurgevoelige ecologische aspecten (met als indicator bijvoorbeeld het voorkomen van een nematodenpopulatie of vegetatie die gevoelig is voor verzuring). De toetsing of er een realistisch bodemgebruik gedefinieerd wordt valt buiten het bestek van dit rapport, maar mogelijkheden hiervoor worden beschreven bijvoorbeeld door Lijzen et al. (1997), Latour et al. (1997) en Hendriks et al. (1997).

Voorbeelden van algemene termen om tot een verantwoorde selectie van ecologische aspecten te komen zijn hieronder weergegeven:

- A. Bepaalde ecologische aspecten volgen automatisch uit het gekozen bodemgebruik. Zo wordt bij de keuze voor een bepaald type natuur direct een aantal doel- en/of sleutelsoorten vastgelegd, waarop de te gebruiken ecologisch aspecten vervolgens moeten aansluiten. Ook de indicator waarmee onderzocht kan worden of aan de ecologisch aspecten wordt voldaan, kan hier een directe afgeleide van zijn. Voor landelijke groengebied kunnen ecologische aspecten gekozen worden door sleutelsoorten en systeemprocessen te kiezen via dezelfde systematiek als die gebruikt is bij het vaststellen van doelsoorten of op basis van gevoeligheid.
- Voorbeeld 1: *Het natuurdoeltype "rivierboslandschap in vrij afstromend riviertraject" heeft naast een aantal diersoorten ook een groot aantal hogere planten als doelsoort, bijvoorbeeld de moeraswespenorchis en de wilde kievitsbloem. De parameter die op dit aspect zou kunnen aansluiten is bijvoorbeeld een groei en/of kiemingsexperiment met een plant die in voldoende mate representatief verondersteld kan worden voor de betreffende doelsoorten. Zo kan beoordeeld worden of de aanwezige verontreiniging een bepaald risico met zich meebrengt.*
 - Voorbeeld 2: *Voor hetzelfde natuurdoeltype worden de das en de otter als doelsoort genoemd. Als het ecologisch aspect levensvatbare populaties van dergelijke toppredatoren bevat, zou de te gebruiken parameter uit bioaccumulatie proeven kunnen bestaan met respectievelijk regenwormen en muggenlarven dan wel uit vergelijkbaar veldonderzoek. Op deze manier kan beoordeeld worden of de bioaccumulatie van persistente verontreinigingen een risico oplevert.*

B. De keuze voor een bepaald bodemgebruik stelt daarnaast secundaire eisen aan de bodemkwaliteit, bijv. incidentie van ziekten en plagen en “gezondheid” van het ecosysteem. Ook hierbij kan gebruik gemaakt worden van ecologische parameters.

- Voorbeeld: *Als een bepaalde locatie na herinrichting een agrarische bestemming zou krijgen, behoren bepaalde teeltgewassen tot de “primaire” soorten. Veel van deze teeltgewassen groeien beter als er een bepaalde hoeveelheid mycorrhiza in de bodem aanwezig is. Voor een goede oogst kan een hoge bezettingsgraad van de mycorrhizaschimmel op de plantenwortel als ecologisch aspect gelden en zou de beoogde indicator uit een bepaald type schimmelonderzoek kunnen bestaan.*

C. Naast specifieke soorten stelt de keuze voor een bepaald type bodemgebruik ook eisen aan een aantal algemene systeemprocessen (“life support functies”).

- Voorbeeld: *Als het beoogd bodemgebruik volks- en/of moestuinen of agrarisch gebruik betreft, kan naar processen als decompositie en nutriëntencycli gekeken worden. De voor de beoordeling te gebruiken parameter kan bestaan uit een inventarisatie van specifieke bodemfauna groepen, strooiselafbrekers zoals pissebedden, oribatide mijten, springstaarten en nematoden of uit de direct verantwoordelijke sleutelgroepen onder de micro-organismen en de criteria daarbij.*

D. Ecologische aspecten zullen sterk afhangen van locatiespecifieke, fysisch-chemische en hydrologische omstandigheden. Een belangrijk aspect is de aan de grondwaterstroom gerelateerde verspreiding en van de verspreiding door de wind of biota en de biobeschikbaarheid. Daarnaast kunnen deze processen ook mogelijke oplossingen aandragen (mobiliteitsvermindering kan biobeschikbaarheid verlagen; biodegradatieprocessen en fyto-remediatie verkleinen de biobeschikbare en mobiele fractie) of juist voor problemen zorgen (toxische metabolieten).

- Voorbeeld 1: *Als door een combinatie van een bepaald bodemtype en een bepaalde ligging de kans op verspreiding van de verontreiniging door de wind (bijvoorbeeld door de vorming van stof) aanzienlijk zou kunnen zijn, zou het ecologische aspect zich wellicht op de aanwezige flora moeten richten. Indien bodembedekkende planten goed op de betreffende locatie kunnen gedijen, kunnen daarmee de verspreidingsrisico's wellicht beperkt worden.*
- Voorbeeld 2: *In bepaalde situaties kan door de keuze voor een bepaald type planten getracht worden om zoveel mogelijk van de verontreiniging in de bovengrondse plantendelen op te nemen, waarna deze via kappen/maaien kan worden afgevoerd. Monitoring van dit proces geeft inzicht in de mogelijkheid om een ander bodemgebruik op termijn te realiseren (bijvoorbeeld een grasland waarop te zijner tijd koeien kunnen grazen). Deze techniek moet zich overigens nog bewijzen.*
- Voorbeeld 3: *In andere situaties kan het beoogd bodemgebruik tot gevolg hebben, dat een terrestrische bodem onder water komt te staan of (op termijn) verder zal verzuren. In een dergelijke situatie zijn grote veranderingen in de biobeschikbaarheid te verwachten, die tot uiting moeten komen bij de selectie van de ecologische aspecten. Een indicator die hierop aansluit is een experiment waarbij de situatie wordt nagebootst waarna met het verkregen watermonster toxiciteitsexperimenten kunnen worden uitgevoerd met bijv. watervlooien of muggenlarven.*
- Voorbeeld 4: *Organische verontreinigingen kunnen door biologische processen afgebroken worden tot onschadelijke verbindingen. Het meten of berekenen van biodegradatie kan als*

indicator gebruikt worden. In afstemming met de modellering van afbraakprocessen kan het bodembeheer er op gericht worden om deze processen zoveel mogelijk te stimuleren (intrinsieke en/of extensieve sanering; bijvoorbeeld het bevorderen van een goede doorluchting, voedingstoestand of pH van de bodem), zodat op termijn de bodemkwaliteit acceptabel kan worden.

- E. De tijdshorizon, specifieke vraagstelling en gewenste nauwkeurigheid van het antwoord kunnen een belangrijke rol spelen bij het selecteren van de te gebruiken ecologische aspecten en indicatoren.
- *Voorbeeld 1: Als de beoordeling vooral wordt uitgevoerd om de prioriteit van de uit te voeren sanering nader vast te stellen, zal de aandacht zich in eerste instantie op een aantal vrij eenvoudige aspecten en/of parameters richten (bijv. "snelle" bioassays). Als het doel van het onderzoek daarentegen meer is gericht op het inschatten van de potentiële lange termijn effecten, dan zullen de ecologische aspecten en de te gebruiken parameters daaraan aangepast moeten worden.*
 - *Voorbeeld 2: Als een locatie met een bijzonder ecosysteemtype beoordeeld (specifieke ecologische waarden) moet worden, kunnen uitgebreide locatiestudies met een specifiek instrumentarium een onderdeel vormen van de effectbeoordeling.*

Instrumentarium

Zoals hiervoor reeds werd vermeld zal er een verschuiving in de beoordelingssystematiek moeten plaatsvinden, waardoor meer dan voorheen rekening gehouden kan worden met locatiespecifieke omstandigheden, zoals de locatiespecifieke blootstelling aan mengsels van stoffen en ecologische receptoren. The "state-of-the-art" van locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling is in diverse overzichtspublicaties te vinden (bijv. Gaudet et al., 1995; Suter, 1998; Den Besten et al., 1995; STOWA/RIZA, 1997). Een mogelijkheid waarbij meer rekening wordt gehouden met ecologische effecten is de toepassing van de TRIADE, waarbij gebruik wordt gemaakt van een geïntegreerde beschouwing van meerdere, elkaar aanvullende, informatiebronnen (Chapman, 1986; Maas et al., 1993; STOWA/RIZA, 1997). Ten opzichte van een systeem gebaseerd op potentiële risico's, afgeleid van de chemische aanwezigheid van verontreinigende stoffen en stoffeigenschappen zoals NOEC-waarden, biedt een dergelijk benadering ook meer mogelijkheden om aan te sluiten op specifieke ecologische aspecten en functiegericht saneren. Tenslotte zal geschat moeten kunnen worden hoe risico's veranderen indien het beoogde bodemgebruik gewijzigd wordt en wat eventuele ecologische effecten en het rendement van maatregelen (bijv. sanering, aangepast bodembeheer) zal zijn.

Bij het tegelijkertijd voorkomen van meerdere vormen van ernstige bodemverontreiniging kunnen locatiespecifieke risicobeoordelingen gebruikt worden om de prioriteit tot sanering van de verschillende gevallen aan te geven. In dergelijke situaties, waarbij verschillende contaminanten in hoge concentraties aangetroffen kunnen worden, is stap 1 in de beoordeling het toepassen van kortdurende testen in het laboratorium. Hierbij worden standaard toetsorganismen blootgesteld aan veldmonsters en worden toxische effecten op deze organismen gemeten. Zijn ook ecologische gegevens wenselijk, dan dient bijvoorbeeld een verkennend ecologisch onderzoek op de locatie te worden uitgevoerd. In principe wordt op deze wijze voldoende informatie verkregen om de prioriteit voor sanering van verschillende locaties aan te geven, waardoor de inzet van een beperkt en

kleinschalig opgezet onderzoek voldoende is. Dit betekent echter ook, dat de reikwijdte van een dergelijk onderzoek beperkt is.

Is een nauwkeurig antwoord gewenst (bijvoorbeeld als de eerste stap geen eenduidig antwoord heeft opgeleverd, of bij de inrichting van “waardevolle” natuurgebieden), dan kan vervolgd worden met stap 2: langduriger toetsen, bioaccumulatie- en veldonderzoek. Overzichten van dergelijke toetsen met standaard organismen in het laboratorium (inclusief gevoeligheden voor verschillende stofgroepen) zijn voorhanden (bijv. Van Straalen en Van Gestel, 1993; Van de Guchte et al., 1996; Gezondheidsraad, 1991; STOWA/RIZA, 1997). Wanneer de gevoeligheid of specificiteit van de verschillende methoden problematisch is, kunnen multivariate analysetechnieken een uitkomst bieden (bijvoorbeeld: Van Wijngaarden et al., 1995). De resultaten moeten gebruikt worden voor een functiegerichte beoordeling, waarbij getoetst wordt aan locatiespecifieke ecologische aspecten. Hiervoor moeten het bodemgebruik en de geselecteerde ecologische aspecten bekend zijn; welke groepen organismen of ecologische processen worden in het licht van het bodemgebruik op betreffende locatie beïnvloed?

Een set van criteria voor de kwantitatieve interpretatie van onderzoeksresultaten bij een locatiespecifiek meetinstrumentarium kan weliswaar worden opgesteld, maar kent relatief grote onzekerheden wanneer referentiegegevens ontbreken. Dit heeft te maken met de complexiteit van ecosystemen in het algemeen, en het ontbreken van een geaccepteerd kader voor het niveau waarop ecologische processen beschermd moeten worden in relatie tot een bepaald (ecologisch) bodemgebruik. Onderzoek in deze richting bevindt zich nog in een verkennend stadium (Faber, 1997; Van Hesteren et al., 1998). Eenvoudiger ligt het als verschillende locaties met elkaar vergeleken kunnen worden of wanneer er voldoende referentiemateriaal beschikbaar is. In dat geval kunnen deskundigen afwegen of een bepaalde mate van ecologische aantasting als gevolg van de aanwezigheid van bodemvervuiling acceptabel is of niet. Draagvlak voor maatregelen ter bescherming van ecosystemen en inrichting ten behoeve van natuur is vooralsnog onontbeerlijk voor het succesvol inzetten van locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling.

Stimulering van onderzoek ter ondersteuning van de afweging of er sprake is van onacceptabele schade of van onvermijdelijke, maar acceptabele, effecten is overigens zeer gewenst. Door de basisbenadering in praktijksituaties te toetsen op een aantal kenmerkende locaties kan ervaring met het systeem worden opgedaan. Deze ervaring kan vervolgens worden gebruikt om ecologische risicobeoordeling op een grotere schaal toe te passen.

Conclusies en aanbevelingen

- Voor het uitvoeren van een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling dient het beoogde bodemgebruik gedefinieerd te zijn, inclusief informatie over waardering en kenmerken van het beoogde ecosysteem ter plaatse.
- In een beoordelingskader voor locatiespecifieke ecologische risico's moet minder van de gebruikelijke stofspecifieke benadering, en meer direct van ecologische en/of ecotoxicologische, locatiespecifieke informatie gebruik gemaakt worden.
- Afhankelijk van de aard van de onderzoeksvraag in een bepaald te beoordelen geval moet een beoordelingssysteem modulair van globale naar meer specifieke beoordelingen opgebouwd kunnen worden. Het globale deel moet met geringe inspanning uitgevoerd kunnen worden. Het specifieke deel bestaat uit een groot aantal technieken ("gereedschapskist"), waaruit de deskundige een selectie maakt.
- Het beoordelingssysteem geeft niet alleen aan wat de ecologische risico's in een bepaalde situatie zijn, maar ook tot welk niveau verbeteringen aangebracht dienen te worden om een bepaald bodemgebruik mogelijk te maken.
- Het beoordelingssysteem moet (in aanvulling op het beoordelen van risico's) op het vaststellen van feitelijke ecologische effecten gericht zijn.
- Overzichten van te gebruiken en in Nederland operationele bioassays tezamen met de beschikbare kennis over specifieke gevoeligheden, zijn of worden opgesteld. Het opstellen van een vergelijkbare lijst met toetsen gericht op ecologische aspecten is met meer onzekerheden omgeven, bijv. ten aanzien van de vraag of een en ander operationeel is.
- Consensus over de wijze waarop een beoordelingssysteem opgebouwd moet worden lijkt op relatief korte termijn mogelijk. Voor een in de praktijk uitvoerbaar systeem moet energie geïnvesteerd worden in de kosteneffectiviteit, in het maatschappelijk en wetenschappelijke draagvlak, en in de mate waarin de uitkomsten ook voor derden (c.q. niet-specialisten) begrijpelijk en bruikbaar zijn (overdraagbaarheid).
- Monitoring van ecologische effecten op de locatie is altijd zinvol, maar onontbeerlijk als de gewenste bodemkwaliteit pas op termijn gerealiseerd kan worden.
- Bij locatiespecifieke risicobeoordeling dient vooralsnog ruime aandacht geschonken te worden aan bruikbaar en vergelijkbaar onderzoek aan referentielocaties.
- De basisbenadering wordt bij voorkeur getest voor een aantal kenmerkende locatiestudies.

Referenties

- Besten, P.J. den, C.A. Schmidt, M. Ohm, M.M. Ruys, J.W. van Berghem & C. van de Guchte, 1995. Sediment quality assessment in the delta of the rivers Rhine and Meuse based on field observations, bioassays and food chain implications. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* Vol. 4, No.4: pp. 257-270.
- Chapman, P.M., 1986. Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 3, pp. 957-964.
- Egler, F., 1977. *The Nature of Vegetation: It's Management and Mismanagement*. Aton Forest, Norfolk, CT.
- Faber, J.H., 1997. Ecologische risico's van bodemverontreiniging. Ecologisch bouwstenen. Technische commissie bodembescherming, rapport R07(1997), Den Haag.
- Gaudet, C.L., E.A. Power, D.A. Milne, T.G.E. Nason, M.P. Wong, 1995. A framework for ecological assessment at contaminated sites in Canada, Part 1 Review of existing approaches, Hum Ecol Risk een selectie van hanteerbare ecotoxicologische toetsen. Rap.nr. 1991/17, Den Haag.
- Gezondheidsraad, 1995. Ecotoxicologie op koers. Rapport commissie ecotoxicologische vraagstukken, 1994/13, Den Haag. Assessm 1:43-115.
- Gezondheidsraad, 1991. Kwaliteitsparameters voor terrestrische en aquatische bodemecosystemen, Guchte C. van de, H. Eijsackers, P.J. den Besten, C.A.M. van Gestel, T. Aldenberg, T.P. Traas & P.C. de Ruiter, 1996. Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodems. Hoe verder? Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, rapport nr. 2.
- Hendriks, J., J. de Jong, P. den Besten & J. Faber, 1997. Gifstoffen in het rivierengebied: een belemmering voor natuurontwikkeling? *Landschap* 14(4):219-233.
- Hesteren, S. van, M.A. van de Leemkule & M.A. Pruiksma, 1998. Minimale bodemkwaliteit: een gebruiksgerichte benadering vanuit de ecologie - deel 1 metalen. Technische commissie bodembescherming, rapport R08 (1998), Den Haag.
- Maas, J.L., C. van de Guchte & F.C.M. Kerkum, 1993. Methodebeschrijvingen voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de Triade benadering. Methodebeschrijvingen voor enkele bioassays, bioaccumulatiemetingen en veldstudies. RIZA nota 93.027.
- Moet, D., 1995. *Bouwen op verontreinigde grond. Een gebruiksspecifieke benadering*. Vereniging van Nederlandse Gemeenten, VNG Uitgeverij, Den Haag.
- Latour, J.B., I.G. Staritsky, J.R.M. Alkemade & J. Wiertz, 1997. *De natuurplanner; Decision Support Systeem natuur en milieu. Versie 1.1*, RIVM Rapport 711901019
- Lijzen, J.P.A., G.R.B. ter Meulen & W. de Vries, 1997. Opzet voor een leidraad bodembeoordeling bij natuurontwikkeling; raamwerk van een ecotoxicologische risicobeoordeling voor natuurontwikkeling binnen de Ecologische Hoofdstructuur, RIVM Rapport 711501003.
- Ouboter, S., W. Kooper & L. Beesemer, 1997. *Beleidsvernieuwing bodemsanering, verslag van het BEVER-proces*. Uitgave IPO-VNG-VROM, Den Haag.
- Schouten A.J., L. Brussaard, P.C. de Ruiter, H. Siepel, N.M. van Straalen, 1997. Een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit. Rapport nr: 712910005. RIVM, Bilthoven.
- STOWA/RIZA, 1997. Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems. STOWA/RIZA thema 17: risicoanalyse waterbodems. Rapportnr. 97.42
- Straalen, N.M van. & C.A.M. van Gestel, 1993. Ecotoxicological test methods using terrestrial arthropods. Discussion paper for the OECD Test Guidelines Programme. Report nr. D93002, Dept. of Ecology and Ecotoxicology, Vrije Universiteit, Amsterdam.

- Suter II, G.W., 1998. Retrospective assessment, ecoepidemiology and ecological monitoring, In: Handbook of environmental risk assessment and management (Calow, P ed.) Blackwell Science, Oxford, UK.
- VNG, 1992. Omgaan met bodemsanering. Een gemeentelijke visie. Vereniging van Nederlandse Gemeenten.
- VROM, 1986. Discussienotitie Bodemkwaliteit. Ministerie van VROM/DGM.
- Wijngaarden, R.P.A. van, P.J. van den Brink, J.H. Oude Voshaar & P. Leeuwangh, 1995. Ordination techniques for analyzing response of biological communities to toxic stress in experimental ecosystems. *Ecotoxicology* 4:61-77.

Bijlage 1: Verklarende woordenlijst

- actueel ecologisch risico:** bij urgentiesystematiek gehanteerde term voor locatiespecifiek ecologisch risico, d.w.z. locatiespecifieke kans voor het optreden van negatieve effecten (of daadwerkelijke schade) van bodemverontreiniging m.b.t. ecologische structuren of functies
- bioassay:** beoordeling van een milieumonster op de aanwezigheid van toxische stoffen m.b.v. een standaard toetsorganisme of biologisch testsysteem
- bodemgebruik:** de door de samenleving vast te stellen maatschappelijke functie van de bodem
- bodemverontreiniging:** aanwezigheid van stoffen van antropogene herkomst in bodem of waterbodem; soms beperkt tot de lijst van prioritair stoffen in concentraties boven de streefwaarde
- ecologisch criterium:** beoordelingsmaat binnen kwantitatieve maatlat voor ecologische indicatoren t.b.v. risicobeoordeling en monitoring
- ecologisch aspect:** geselecteerd onderdeel (structureel of procesmatig, tijdelijk of permanent, zeldzaam of dominant, etc) of kenmerk (op een hoger integratieniveau) van ecosysteem ter plaatse, afgestemd op het ecologisch bodemgebruik; kwalitatief
- ecologisch effect:** daadwerkelijk bepaald, geschat of berekend gevolg van de aanwezigheid van bodemverontreiniging (onzekerheidsmarges dienen aangegeven te worden) t.o.v. een referentiesituatie
- ecologische schade:** zie ecologisch effect; (daadwerkelijk) verminderd ecologisch functioneren m.b.t. maatschappelijk bodemgebruik
- ecosysteem:** een volume (land/lucht/water) met een stabiele natuurlijke begrenzing die primair wordt ingegeven door landschapseigenschappen en klimatologische factoren. Ecosystemen omvatten naast organismen een verzameling ecologische en antropogene processen die functioneren in een genest systeem van deelvolumes
- ecotoxicologie:** multidisciplinaire wetenschap waarin toxicologie, milieuchemie en ecologie geïntegreerd worden
- functiegericht:** gericht op het werkelijke of beoogde gebruik van de bodem op de betreffende locatie
- geïntegreerde benadering:** benadering waarin verschillende, elkaar aanvullende elementen als onderdeel van een geheel beschouwd worden (i.t.t. reductionistisch)
- generiek:** op basis van steekproef uit alle potentiële ecologische aspecten; algemeen (i.t.t. locatiespecifiek)
- indicator:** kwantificeerbare parameter van ecologisch aspect (ook kwalitatief te gebruiken)
- intrinsieke waarde:** innerlijke waarde, eigenwaarde (niet economisch)
- locatiespecifiek:** rekening houdend met informatie van betreffende locatie; daarmee wordt generieke informatie genegeerd of nader gespecificeerd
- instrumentarium:** set van indicatoren, parameters, toetsen, modellen en/of criteria
- milieuchemisch:** samenstelling en concentraties van stoffen in milieumonsters; vaak in relatie tot normen en/of potentiële toxiciteit en/of potentiële ecologische effecten
- QSAR/QSSR/partitiemodel:** modellen die ingezet kunnen worden bij inschatting van potentiële effecten van bekende stoffen op het functioneren van ecosystemen.
- stofgericht:** vanuit de aanwezigheid van stoffen geredeneerd
- toets:** meetprotocol
- toxiciteitstoets:** testen van de toxiciteit van een stof (of van meerdere stoffen) in een gedefinieerd medium, met standaard toetsorganismen of processen