

ECOTOXICOLOGISCHE RISICOBEOORDELING van VERONTREINIGDE
(WATER)BODEMS

HOE VERDER ?

C. van de Guchte, H. Eijsackers, P.J. den Besten, C.A.M. van Gestel,
T. Aldenberg, T.P. Traas en P.C. de Ruiter

RAPPORTEN PROGRAMMA GEÏNTEGREERD BODEMONDERZOEK

DEEL 2

Gegevens: Ecotoxicologische Risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodems - Hoe verder? / C. van de Guchte [et al.] - Wageningen: Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek (Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek; dl. 2) ISBN 90-73270-13-8, 56 blz., E. sum.

Trefw.: bioassays, biobeschikbaarheid, beslissings-ondersteunende systemen, bodem, ecotoxicologie, ecotoxicologische toetsen, risicobeoordeling, sediment, triade, waterbodem.

Verantwoording:

Ter voorbereiding van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek zijn in de loop van 1995 enkele bureaustudies uitgezet met het doel de kennisbehoefte te peilen en daaruit de verdere activiteiten op het gebied van onderzoek en onderzoekimplementatie af te leiden.

Het onderhavige rapport betreft de uitkomst van een studie naar de huidige stand van kennis en gewenste kennisontwikkeling op het terrein van de ecotoxicologische risico-beoordeling van verontreinigde (water)bodems, uitgevoerd door een projectteam, bestaande uit medewerkers van RIZA, RIVM, AquaSense, VUA en AB-DLO. Het onderzoek is uitgevoerd eind 1995 - begin 1996.

De publikatie heeft ten doel het publiek over de uitkomsten van de studie te informeren. De Programmacommissie Geïntegreerd Bodemonderzoek zal de uitkomsten gebruiken voor haar onderzoekprogrammering. Het rapport is verkrijgbaar bij het Programmabureau Bodemonderzoek in Wageningen à f 40,--.

Instellingen en personen, betrokken bij de uitvoering van de studie:

drs. C. van de Guchte, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwater-behandeling RIZA; Postbus 17, 8200 AA Lelystad; telefoon: 0320-298411; telefax: 0320-249218

dr. H. Eijsackers, dr. T. Aldenberg en dr. T.P. Traas, Rijksinstituut voor de Volksgezondheid en Milieuhygiëne RIVM; Postbus 1, 3720 BA Bilthoven; telefoon: 030-749111; telefax: 030-742971

dr. P.J. den Besten, AquaSense BV; Postbus 95125, 1090 HC Amsterdam; telefoon 020-5922244; telefax: 020-5922249

dr.ir. C.A.M. van Gestel, Vrije Universiteit, Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie; De Boelelaan 1087, 1081 HV AMSTERDAM; telefoon: 020-4447079; telefax: 020-4447123

dr. P.C. de Ruiter, DLO Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheids-onderzoek AB-DLO; Postbus 129, 9750 AC Haren; telefoon: 050-5337777; telefax: 050-5337291

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

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

omslag : Ernst van Cleef

druk: : Grafisch Service Centrum Van Gils B.V., Wageningen

Inhoudsopgave

Voorwoord + leeswijzer

Samenvatting

Abstract

1.	Ecotoxicologische risicobeoordelingen in breed perspectief	1
2.	Aandacht voor ecotoxicologie in onderzoek(programmering) en milieubeleid	5
	2.1. Ontstaan en ontwikkeling van het ecotoxiciteitsprogramma	5
	2.2. Ontwikkelingen in het ecotoxicologisch onderzoek	5
	2.3. Beleid en onderzoekprogrammering	6
3.	Ecotoxicologische inbreng in het (water)bodembeheer	10
	3.1. Toepassing van ecotoxicologische kennis en technieken	10
	3.2. Beoordelingssystematieken in uitvoerend beleid en beheer	13
4.	Het ecotoxicologische kennisveld	15
	4.1. Biologische beschikbaarheid	15
	4.2. Toxiciteitstoetsen	20
	4.3. Bioassays	23
	4.4. Veldwaarnemingen	29
	4.5. Effektmodellen	33
5.	A Way Forward	41
6.	Referenties	47

Voorwoord + leeswijzer

Ter afronding van de onderzoekscluster 'Ecotoxiciteitstoetsing' van het Speerpunt-programma Bodemonderzoek (SPBO) en ter voorbereiding van het vervolgonderzoek in het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek (PGB), is een haalbaarheidsstudie 'Ecorisico' uitgevoerd. Doel daarvan was om na te gaan hoe de resultaten van het SPBO het beste geïmplementeerd kunnen worden in die onderdelen van beleidsvorming en uitvoering waarin ecotoxicologische risico-beoordeling een belangrijke plaats inneemt.

Gedurende de programmaperiode (1985-1994) heeft het onderzoek rond ecotoxiciteitstoetsing een snelle groei doorgemaakt. Deze groei wordt hier kort geschetst, alsook de ontwikkelingen in het Risicobeleid in brede zin, waarvoor dit onderzoek wordt uitgevoerd. Er wordt ingegaan op verschillende beoordelingsmethoden en de differentiatie daarin naar type vraagstelling en omgevingseigenschappen. Het toetsonderzoek wordt in samenhang gebracht met onderzoek naar daadwerkelijke blootstelling (biologische beschikbaarheid), *in situ* veldwaarnemingen en effectmodellen voor bodem en waterbodem.

Het overzicht is ontleend aan de inspanningen van al de onderzoekers die betrokken zijn geweest in deze fase van het SPBO-programma. Het enthousiasme waarmee in de vele projecten is samengewerkt tussen onderzoekers van verschillende disciplines en tussen de verschillende onderzoeksinstellingen moet hier nadrukkelijk worden genoemd. Het SPBO heeft hiertoe een belangrijke stimulans gegeven.

De onderzoeksresultaten zijn breed uitgedragen, hetgeen onder andere geresulteerd heeft in een verdere inkadering in internationale organisaties en netwerken, zoals de OECD, SERAS, EU, en in nieuwe internationale samenwerkingsprojecten. De toetsing van het onderzoek in internationale congressen, bijvoorbeeld SETAC, SECOTOX, e.a., geeft aan dat Nederland een prominente rol vervult op dit terrein.

Kernvragen bij de opstelling van dit rapport waren: wat zijn de mogelijkheden en beperkingen voor implementatie van de momenteel beschikbare kennis, waar liggen de belangrijkste behoeften aan kennis in de beleidsvoorbereiding en wat zijn de belangrijkste hiaten in milieuchemische en ecotoxicologische proceskennis om daar invulling aan te geven. Het resultaat is een overzicht van de belangrijkste onderzoeksinspanningen, waarmee een verder doelgericht gebruik van ecotoxicologische kennis en technieken in beleidsvoorbereiding en -uitvoering kan worden bewerkstelligd.

Daarbij is geen volledigheid nagestreefd: de aandacht was gericht op bodem en waterbodem, de compartimenten water en lucht worden in feite niet besproken.

Dit overzicht beoogt een signaal af te geven naar het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, naar ecotoxicologische onderzoeksgroepen, en naar beleidsvoorbereiders en beheerders.

Leeswijzer

- Hoofdstuk 1 geeft een korte blik vooruit,
- Hoofdstuk 2 geeft een blik terug op het ecotoxicologische werkveld.
Deze eerste twee hoofdstukken plaatsen de vragen 'Wat hebben we nodig ?' en 'Wat weten we al ?' in een breder kader.
- Hoofdstuk 3 beschrijft de informatiebehoefte vanuit de beheerskant.
- Hoofdstuk 4 omvat de beschikbare kennis, en signaleert de hiaten daarin.
- Hoofdstuk 5 presenteert een synthese, met aanbevelingen voor vervolgacties.
- Ieder hoofdstuk begint met een *cursief* gezette samenvatting.

Samenvatting

- Gedurende de programmaperiode van het SPBO (1985-1994) heeft het onderzoek rond de ecotoxicologische beoordeling van bodems en waterbodems een snelle groei doorgemaakt. Veel aandacht is uitgegaan naar het kwantificeren van effecten in laboratoriumstudies in relatie tot de daadwerkelijke blootstelling van organismen (biologische beschikbaarheid).
- Voor een eerste screening en ranking van de ecotoxicologische eigenschappen van individuele stoffen is een groot aantal laboratoriumtoetsmethoden beschreven in de literatuur. Deze behoeven nauwelijks aanvulling, behalve op het gebied van microbiële en procesparameters. De nationale en internationale standaardisatie van guidelines en toetsprotocollen verdient echter veel meer aandacht.
- Ecotoxicologische basisgegevens worden inmiddels verwerkt in het afleiden van risicogrenzen en normen. Deze landelijk geldende getalswaarden worden bruikbaar geacht voor het stellen van algemene prioriteiten in verschillende stofgerichte beleidsvelden.
- Doordat de concentraties van de prioritare stoffen de laatste tien jaar aanmerkelijk zijn gedaald, lijken beleidsdoelstellingen voor de korte en middellange termijn haalbaar te worden. Daarmee groeit de aandacht voor het rendement van de inspanningen voor nog verdere emissiereductie met het oog op lange termijn doelstellingen.

Het relatieve belang van de risico's van de vele stoffen, die bij lage concentraties gedurende lange tijd hun gezamenlijke inwerking hebben op het functioneren van soorten, levensgemeenschappen en ecosystemen, neemt toe.

Tegelijkertijd is er een verdergaande concretisering van beleids- en beheersdoelstellingen ingezet in termen van natuurdoeltypen en doelsoorten.

Door deze ontwikkelingen is er een toenemende behoefte aan meer specifieke en kwantitatieve uitspraken over wat overschrijdingen van enkele generieke normen nu feitelijk betekenen op lokaal niveau.

- Voor een precisering van ecotoxicologische risico's in het kader van een meer gedifferentieerd omgaan met normen, blijkt toch vaak dat er onvoldoende specifieke gegevens voorhanden zijn. Er zijn te weinig stof-specifieke gegevens over het milieuchemisch gedrag en de toxiciteit van de vele chemicaliën onder verschillende en wisselende milieucondities, er is weinig informatie over de variatie in gevoeligheid van de vele soorten, en nog minder over de invloed van stoffen op de interacties tussen soorten op het niveau van levensgemeenschappen en ecosystemen.
- Voor het overbruggen van deze kennishiaten leveren in ontwikkeling zijnde structuur-activiteitsrelaties (QSAR) voor stoffen en soort-gevoeligheidsrelaties (QSSR) voor soorten bruikbare instrumenten op. Verdere ontwikkeling van beoordelingsparameters en effectmodellen voor het beschrijven en schatten van reële effecten op het niveau van levensgemeenschappen en ecosystemen moet worden gestimuleerd. Daarbij dient de overdracht van de toepassingsmogelijkheden naar de beoogde gebruikers van die modellen de nodige aandacht te krijgen. Dat geldt met name ook voor de, voor de ecotoxicologische risicobeoordeling relatief nieuwe, stochastische benaderingen.
- Validatie en verificatie in het veld van normen en risicoschattingen is dringend noodzakelijk. Wil een dergelijke exercitie succesvol zijn, dan is kennis en begrip van onderliggende processen essentieel, evenals een goede beoordeling van gelijktijdig optredende beïnvloeding door andere stressoren dan alleen giftige stoffen: het wordt

steeds belangrijker om het relatieve belang van toxische stoffen aan te geven ten opzichte van andere milieuthema's, zoals vermisting, verzuring, verdroging en versnippering. De hiaten in kennis zijn in dit verband aanzienlijk.

- Gedifferentieerd omgaan met normen en risico's in de beheerspraktijk vraagt om stapsgewijze of modulair opgebouwde beoordelingssystematieken. Voor de beantwoording van vragen, die zich hoofdzakelijk richten op algemene monitoring en prioritering, is een bruikbare selectie te maken uit de thans operationele methoden en technieken. Waar het vaak aan ontbreekt zijn besluitvormingsmodellen, waarin daadwerkelijk rekening wordt gehouden met de ecotoxicologische informatie.
- Vanuit de beheerspraktijk zijn er talloze, meer specifieke vragen in het spanningsveld tussen algemene regelgeving en situatiegerichte ecotoxicologische risicobeoordelingen. Het benodigde onderzoek ter beantwoording van die vragen spitst zich toe op de volgende thema's: biologische beschikbaarheid van stoffen bij verschillende en veranderende milieuocondities, incidentele en niet-homogene blootstelling, gecombineerde blootstelling aan meerdere stoffen bij lage concentraties, onbekende stoffen en stoffen met specifieke werkingsmechanismen, opnameroutes en interne doses, variaties in gevoeligheid, representativiteit van snelle screeningstesten en van doel- en indicatorsoorten, op ecologische interacties tussen soorten en secundaire effecten, en op procesparameters.
- In diagnostische studies wordt in concrete situaties vastgesteld of er sprake is van actuele risico's en effecten. Hier groeit de ervaring met bruikbare waarnemingsmethoden, variërend van enkelsoorts-bioassays tot veldwaarnemingen aan populaties en levensgemeenschappen. Verdere standaardisatie en verificatie van meettechnieken en schattingsmethoden is noodzakelijk. De vastlegging van eenduidige beoordelingscriteria en decision support systems verdient hoge prioriteit te krijgen.
- De complexiteit van de veldsituatie vraagt om een integratieve, multidisciplinaire aanpak. De bepleite integratie van systeemecologie en ecotoxicologie kan in deze context vorm krijgen. Dat geldt ook voor het operationaliseren van beleids- en scenario-begrippen als 'ecologische draagkracht', 'duurzaam herstel' en 'life-support systems'.

Duidelijk is geworden dat voor verschillende vraagstellingen een differentiatie in meet-technieken, beoordelingsmethoden én norm- en regelgeving gewenst is.

De uitdaging voor het ecotoxicologisch werkveld ligt voor een belangrijk deel in het realiseren van daadwerkelijke implementatie van verkregen kennis, niet alleen in onderzoeksprojecten, maar ook op het niveau van beleidsvoorbereiding en -uitvoering. Voor dit traject van verankering is het gewenst dat de consequenties van het gebruik van ecotoxicologische kennis bij verschillende beheersvraagstukken voldoende zichtbaar wordt gemaakt, terwijl de eigenlijke implementatie een gedegen, deskundige begeleiding en training vereist. Voor de realisatie van beide is aanvullende financiering beslist noodzakelijk.

Tegelijkertijd moet worden geconstateerd dat daadwerkelijke integratie van milieu-chemisch/toxicologisch georiënteerde risico-evaluaties met ecologische kennis en theorievorming nog slechts op beperkte schaal plaatsvindt. Ook hier ligt een belangrijk werkveld voor de ecotoxicologie.

Abstract

This report concerns a feasibility study on the ecotoxicological risk assessment of contaminated sediments and soils. It focuses on the potentialities and draw-backs of a further implementation of ecotoxicological knowledge, methods and models in decision making frameworks in current policies and everyday management of contaminated soils and sediments.

Recent developments in deriving environmental quality criteria, and generic policies based upon them, give rise to several areas of concern from the viewpoint of local management. To solve part of the site-specific questions there is a need for more detailed, easily obtainable ecotoxicological information, and sound decision support systems.

The present account is based on the results of the Netherlands Integrated Soil Research Programme on ecotoxicological risk assessments and concerns the following themes: bioavailability, toxicity tests, bioassays, field surveys and effect models. Several tools are ready for use, but also major gaps in knowledge are indicated, which need special attention in future research programmes to facilitate the actual use of ecotoxicological data in decision support systems.

Next to practical research methods, their standardisation and validation, the urgent need for decision criteria and their consequences is highlighted, as is the need for adequate training of non-specialists in this field.

All chapters are preceded by a summary. The findings are synthesized in the last chapter, called "A Way Forward". Over 175 references are cited.

1. Ecotoxicologische risicobeoordelingen in breed perspectief

Het gebruik van ecotoxicologische basisgegevens is verankerd in generieke risicobeoordelingen van stoffen, voor toelating vooraf, en achteraf voor actuele beoordelingen van verontreinigde situaties. Naast gebruik van toxiciteitstoetsen en milieuchemische evenwichtstheorieën levert de ontwikkeling van kwantitatieve structuur-activiteitsrelaties (QSAR's) en kwantitatieve soortgevoeligheidsrelaties (QSSR's) instrumenten op om de enorme hiaten in kennis over de mogelijke effecten van velerlei stoffen op allerlei organismen gedeeltelijk te overbruggen. Voor meer lokatiegerichte, specifieke diagnoses en prognoses is inzicht in de biologische beschikbaarheid van stoffen, in opnameroutes door organismen en in de interacties tussen soorten onontbeerlijk. Modellen zijn hierbij bruikbare hulpmiddelen, maar behoeven nog vaak verificatie en validatie in de veldsituatie. Veldbiologische waarnemingen en bioassays blijven daarom dringend noodzakelijk, ook voor de diagnose van actuele risico's en effecten. Vanuit de beleidsvoorbereiding is duidelijk behoefte aan het zichtbaar maken van het relatieve belang van de invloed van toxische stoffen in multistress-situaties, waar ook vermisting, verzuring, verdroging en versnippering een belangrijke, zo niet tot op heden overheersende invloed hebben.

Risicobeleid is prognostisch en diagnostisch

Het risicobeleid heeft zowel te maken met een beoordeling vooraf ten aanzien van eventueel in het milieu toe te laten stoffen, als met een beoordeling achteraf waar het gaat om reeds verontreinigde situaties of om de verlenging van een toelating danwel een verbod op de toepassing van een stof. Voor de beoordeling vooraf en achteraf worden ook wel de termen prognostische respectievelijk diagnostische risicobeoordeling gebruikt.

Prognose

Wat betreft de prognose van effecten van verontreinigende stoffen op organismen kunnen momenteel drie hoofdproblemen worden onderkend:

- Hoe formuleren we generieke criteria voor de toelaatbaarheid van het enorme aantal stoffen dat geproduceerd wordt en, vroeger of later, langs de ene of de andere weg, in ons milieu terechtkomt? Vormt een preventieve toetsing met een relatief simpele toets in combinatie met een veiligheidsfactor hiervoor de juiste aanpak, of moet uitgegaan worden van een veel verder uitgewerkt systeem van risicoschattingen voor verschillende groepen van stoffen en situaties, of kan een signalering middels monitoring voldoende tijdig informatie geven?
- Hoe gaan we om met de complexiteit van het specifieke milieu waarin die stoffen terechtkomen? Zijn bodem en waterbodem inderdaad dermate complex van samenstelling dat het niet mogelijk is om met eenvoudige, generieke modellen vast te stellen aan welke hoeveelheid van een stof een organisme daadwerkelijk wordt blootgesteld?
- Hoe gaan we om met de veelheid aan soorten organismen, hun onderlinge verschillen in gevoeligheid, de wijze waarop stoffen kunnen inwerken op de onderlinge interacties tussen soorten die de basis vormen van de biologische levensgemeenschappen, en hun interacties met de abiotische milieucondities in ecosystemen?

Hoewel tot voor kort werd aangenomen dat deze problemen zo complex waren dat daarvoor geen eenvoudige oplossingen konden worden verschaft, is er recent toch meer zicht op een oplossing gekomen, op een strategie om hiertoe te komen.

- Ten aanzien van de veelheid aan stoffen blijken QSAR's een zeer bruikbare benadering te verschaffen om na te gaan of stoffen op basis van chemische structuur inderdaad zodanig op elkaar lijken dat ook de verschillende kenmerken van hun gedrag (binding, biodegradatie, bioaccumulatie) grote onderlinge overeenkomsten vertoont. Voor stoffen met een algemeen verdovende werking (niet-ionaire narcotica) blijkt dit inderdaad het geval te zijn. Deze groep omvat een groot aantal verschillende chemische verbindingen waarvoor - gezien hun gelijkenis in gedrag - schattingen mogelijk zijn op basis van regressie-analyses.

Daarnaast geven dergelijke QSAR-relaties aan welke stoffen zich niet aan die algemene regels houden. Ook daarvan blijken er duidelijke voorbeelden te zijn. In plaats van deze stoffen als uitzonderingen op te vatten, kan hun positie in de QSAR-relatie ook aangeven in welke gevallen de min of meer algemene regels niet opgaan. Daarmee wordt het mogelijk aan te geven welke stoffen meer op basis van hun specifieke eigenschappen nader moeten worden onderzocht.

- Ook rond het probleem van de biobeschikbaarheid is een (deel)-oplossing in zicht. Een groot aantal stoffen blijkt vooral via de waterfase door organismen te worden opgenomen. Met name geldt dit voor soorten met een zachte huid zoals regenwormen, muggelarven, aaltjes, protozoën en bacteriën. De evenwichtspartitie-methode blijkt hierbij vooral voor organische verbindingen een bruikbaar screeningsinstrument te leveren. Wel is nog aanvullend onderzoek nodig aan organismen met een harde huid, omdat daar de opnameroutes complexer zijn, en aan partitieprocessen onder realistische veldcondities, waar vaak geen evenwicht aanwezig is.

- Voor het derde probleem, dat van de veelheid aan soorten, lijken QSSR's een opening te bieden. Uit data-analyses van aquatische toxiciteitstoetsen is gebleken dat voor stoffen met een algemeen toxisch werkingsmechanisme (de narcotische stoffen, die de meerderheid van alle toxische stoffen omvatten) over het algemeen de verschillen in gevoeligheid tussen soorten veel kleiner zijn dan tussen groepen verbindingen. Daardoor kan, net als bij bovenstaande situaties, gewerkt worden met een beperkt aantal representanten van de verschillende soorten. Uit gegevens van experimenten in meer complexe systemen komt verder naar voren dat de gevoeligheid van het functioneren van levensgemeenschappen doorgaans in dezelfde orde van grootte ligt als wat kan worden afgeleid uit een basisset van representatieve toetssoorten. Verschuivingen in soortensamenstelling kunnen echter veel minder goed worden voorspeld. Ook voor stoffen met een meer specifiek werkingsmechanisme geldt dat aanvullend, gericht onderzoek nodig is om meer inzicht te verkrijgen in deze secundaire effecten.

Tot op zekere hoogte zijn deze drie benaderingen dan ook zeker bruikbaar voor prognostische, generieke toepassingen, waarbij vooraf wordt bepaald in welke ordegrootte de potentiële ecotoxicologische risico's liggen die het vrijkomen van een stof in het milieu met zich mee kan brengen.

Diagnose

Anders wordt het bij meer specifieke, lokatiegerichte beoordelingen en soortgelijke diagnostische toepassingen, waarbij in concrete situaties vastgesteld moet worden of er daadwerkelijke actuele risico's zijn. Hier zal aan de hand van een algemene bemonstering in het veld of als resultaat van reguliere monitoring, en eventueel aangevuld met bioassays in het laboratorium aan geïsoleerde (water)bodemmonsters, moeten worden vastgesteld in welke mate er sprake is van negatieve gevolgen van de verontreiniging op het bodem-

leven. Dat betekent dat er, in áánvulling op de generieke normstelling, beoordelingssystemen moeten worden ontwikkeld voor soms zeer specifieke, praktische situaties, en dat aangegeven moet kunnen worden wat de mogelijkheden èn de beperkingen van monitor-systemen zijn.

Juist in dergelijke praktische situaties hebben we niet te maken met afzonderlijke soorten, maar moeten levensgemeenschappen en ecosystemen worden beoordeeld. Hier zijn nog lang niet alle problemen opgelost. Het hanteren van een beperkt aantal representatieve soorten, al dan niet uit verschillende functionele groepen, geeft weliswaar signalen over de milieukwaliteit, maar dat houdt nog niet in dat daarmee ook de effecten op specifieke soorten, op gemeenschaps- of ecosysteemniveau, of van specifiek werkende stoffen kunnen worden beoordeeld. Daarvoor kunnen indirecte effecten, bijvoorbeeld via predator-prooirelaties of mycorrhiza-relaties, het uiteindelijke effect op de afzonderlijke soorten teveel beïnvloeden. Evenzo kunnen indirecte effecten via doorvergiftiging het uiteindelijke risico bepalen.

Voor dit soort situaties worden modellen ontwikkeld, variërend van eenvoudige geschematiseerde voedselketens (Van de Plassche, 1994; Van de Guchte, 1995), modellen met een intermediaire complexiteit (Hendriks en Enserink, 1995; Jongbloed et al., 1994) en complexe ecosysteemmodellen (Traas et al., 1995a; De Rooter et al., 1994). Deze maken niet alleen meer specifieke prognoses mogelijk, maar geven ook aan waar accenten in monitoring programma's dienen te liggen, of waar kennishiaten dienen te worden opgevuld.

Opschaling naar complexe belastingen van complexe systemen

Bij de recente ontwikkelingen moeten enige beperkende kanttekeningen worden gemaakt. Op de eerste plaats de opmerking dat modellen, QSAR- en QSSR-relaties weliswaar veelbelovende instrumenten verschaffen, maar veelal nog wel via waarnemingen in de feitelijke, natuurlijke situatie geverifieerd en gevalideerd moeten worden. Goede veldbiologische waarnemingen zullen daarbij onontbeerlijk blijven. Bovendien creëren dergelijke waarnemingen de mogelijkheid om onverwachte of subtiele veranderingen op het spoor te komen.

Een tweede probleem wordt geïllustreerd door een aantal 'container'-begrippen die in het milieubeleid opgang maken. Dit betreft niet alleen de wederopstanding van een begrip als 'biodiversiteit', maar ook begrippen als 'critical loads', 'ecosystem health', 'ecologische draagkracht', 'duurzaamheid' en 'life support systems'. Deze opgang geeft aan dat het beleid zich bewust is van het feit dat de eindafweging van ecotoxicologische risico's complexe systemen betreft. Daarbij zal de ecotoxicologie in staat moeten zijn de effecten van verontreinigingen mee te wegen in de effecten van andere milieu-effecten zoals verzuring, vermesting en verdroging. Ecotoxicologen hebben echter vaak het gevoel dat de sluipende verontreinigingseffecten worden versluierd door de bulk-effecten van verzuring, vermesting en verdroging, en dat alleen de meer catastrofale gebeurtenissen rond verontreinigingen zichtbaar worden. Een en ander kan wellicht tot de verkeerde conclusie leiden dat het met verontreinigingen wel meevalt. Zo is bekend dat voortdurende verzuring leidt tot een toenemende verspreiding en beschikbaarheid van metalen als cadmium en aluminium. Voortdurende vermesting leidt tot toenemende risico's voor bodemorganismen als gevolg van aanwezige veevoederadditieven zoals koper. De gecombineerde inwerking van meerdere stressoren leidt onherroepelijk tot een grotere impact. Afgeleide effecten, zoals doorvergiftiging via de voedselketen, en indirecte effect-relaties, zoals

predator-prooi-relaties of interacties met het immuunsysteem, kunnen ertoe leiden dat subtiele directe effecten uitgroeien tot aanzienlijke effecten op ecosysteemniveau.

Nieuwe technieken als biomarkers maken het mogelijk de kans op blootstelling aan stofgroepen met een verwant werkingsmechanisme te herkennen. Daarnaast vraagt de introductie van nieuwe stoffen voortdurende aandacht. Zo zijn er op dit moment geen standaard screeningsprocedures voor de beoordeling van de milieubezwaarlijkheid van stoffen met een zeer specifieke biologische activiteit, zoals hormoonmimetica, stoffen met een oestrogene werking, e.d. En, op het moment dat de invloed van verzuring en vermesting minder wordt, of wanneer bij veranderend landgebruik of natuurontwikkeling grootschalige ingrepen plaatsvinden, kunnen de ecotoxicologische risico's pregnanter zichtbaar worden.

In de constatering dat het zeldzame steeds zeldzamer wordt, en het gewone steeds gewoner, speelt vergiftiging een niet direct zichtbare, maar wel duidelijk aanwezige rol. Om de complexe effecten, die zich soms indirect, zeer geleidelijk of pas op uitgestelde termijn manifesteren, tijdig en op juiste waarde te kunnen inschatten is een evenwichtige analyse van de ecotoxicologische risico's een eerste vereiste. Een verdere ontwikkeling van risicobeoordelingsmethoden is hiervoor eveneens noodzakelijk.

2. Aandacht voor ecotoxicologie in onderzoek(programmering) en milieubeleid

De afgelopen 10 jaar is de ecotoxicologische kennis aanzienlijk toegenomen. Deze kennis heeft reeds haar weg gevonden in de reductionistische invulling van het risicobeleid rond toxische stoffen. De laatste tijd zijn er echter ook aanvullende pleidooien te horen voor een meer holistische, ecosysteemgerichte benadering. Ontwikkeling van beleidsindicatoren en bijhorende monitoringprogramma's geven op zich al aan dat meer ruimte voor integratieve waarnemingen in de veldsituatie gewenst is. Die dienen dan ook met voldoende wetenschappelijke onderbouwing te kunnen worden geïnterpreteerd. Het relatieve belang van het thema vergiftiging ten opzichte van verzuring, vermesting, verdroging en versnippering verdient nader te worden gekwantificeerd. Een integrale aanpak is gewenst, maar vormt niet de enig noodzakelijke weg in ons omgaan met de risico's van toxische stoffen: ook een sectorale aanpak, bijvoorbeeld het brongerichte emissie-reductiebeleid, kan effectief tot resultaten leiden.

2.1. Ontstaan en ontwikkeling van het ecotoxiciteitsprogramma

Brede programmering

Bij het begin van het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek (SPBO) in 1985 overheerste het gevoel dat in het bijzonder een beter begrip van de processen in de bodem nodig was ter onderbouwing van het bodembeschermingsbeleid in ons land. Daartoe werd een programma opgezet met de nadruk op een betere fundamentele kennis van bodem- en sediment-processen. In directe aansluiting hierop werd aandacht gevraagd voor toegepaste aspecten zoals: risicobeoordelingsprocedures, bemonsterings- en monitoringsmethodieken, ecotoxicologische toetsmethoden en saneringstechnieken. Voor een dergelijke bredere benadering van ecotoxicologische toetsmethoden was op dat moment geen financiële ruimte beschikbaar.

Vanuit de ministeries kwam begin 1987 echter het nadrukkelijk verzoek aan het SPBO om de inzet voor toetsontwikkeling te verhogen. Dit vanwege het enorme gebrek aan gegevens over ecotoxicologische effecten van verbindingen met name in bodems en sedimenten, en het ontbreken van toetsen om deze leemte op te vullen.

Peer reviews

In de eindfase van het programma is een aantal peer reviews uitgevoerd (KNAW, 1993; RMNO, 1993a, 1993b). Zowel bij de toepassingsgerichte, maatschappelijke toetsing als bij de wetenschappelijke beoordeling kreeg het onderzoekprogramma duidelijk waardering voor de geleverde inspanningen. Wat wel gemist werd, was hoe de verschillende onderdelen uiteindelijk ineen zouden passen tot een systeem voor de afleiding van ecotoxicologische risico's. Hieraan is getracht vorm te geven door een aantal post-doc bureaustudies te laten uitvoeren over dit onderwerp. Dit leverde boeiende overzichten op, maar niet de gewenste mix tussen wetenschap en zicht op de praktische toepassing. Deze studie vormt wat dat betreft de meest logische vervolgactie.

2.2. Ontwikkelingen in het ecotoxicologisch onderzoek

Beschikbare toetsen en modellen

De afgelopen tien jaar heeft de ecotoxicologie een enorme vlucht genomen. In wisselwerking met de beleidsontwikkeling is aandacht besteed aan:

- de daadwerkelijke beschikbaarheid van contaminanten voor opname door organismen via het onderzoek naar de evenwichtspartitie-theorie;
- de inter- en extrapolatie van het milieuchemisch gedrag van contaminanten door middel van QSAR-benaderingen;
- de ontwikkeling van een set van toetsen met verschillende vertegenwoordigers van ecologisch functionele groepen binnen bodem- en sedimentfauna, grondwaterfauna en bodem- en sedimentmicroflora, en de ontwikkeling van keuzesystemen om tot een handzame set toetsen voor eerste screening te komen;
- de ontwikkeling van een aantal bio-assay toetsen voor meting van totaal-effecten onder veldcondities, met name in sedimenten;
- de opzet en statistische onderbouwing van een risico-beoordelingssysteem gebaseerd op NOEC-waarden en de daaruit af te leiden range in gevoeligheid tussen de soorten in bodem en sedimenten;
- de ontwikkeling van modellen om meer complexe processen te beschrijven, zoals de doorgifte van stoffen in voedselketens mede in relatie tot het natuurlijke stoftransport in voedselketens, en de veranderingen in de structuur van oecosystemen door het uitvallen van bepaalde relatief gevoelige groepen en de gevolgen daarvan voor stoftransporten door het systeem.

Totaal-beoordeling

De laatste paar jaar is er een beweging waarneembaar die pleit voor een meer holistische benadering. Voornaamste argument is dat een reductionistische benadering ondanks herhaalde integratieslagen toch niet in staat is om effecten te voorspellen, gezien de complexiteit van de natuurlijke omgeving. Voor de ecotoxicologie zou dat kunnen betekenen dat, naast het reductionistische systeem van toetsen en integratie van resultaten via beoordelingssystemen en voedselketen- en ecosysteemmodellen, een meer integratieve benadering nodig is. Een pleidooi voor een dergelijke benadering doet o.a. Jagers op Akkerhuis (1994) in zijn rapport 'Application of a Hierarchical Concept of Ecosystem Organization in Ecotoxicology'. Ook internationaal zijn er geluiden in deze richting, zoals bijvoorbeeld in het boek van Cohen en Stewart (1994) over 'The Collapse of Chaos, Discovering Simplicity in the Complex World'.

Praktisch gesproken kan aan deze beweging tot meer integratie vorm worden gegeven door meer ruimte te creëren voor waarnemingen in de praktijksituatie zelf. Naast grootschalige ecosysteem-monitoring of regulier toe te passen *in situ* bio-assays, zou bij het optreden van neveneffecten meer in het veld gekeken moeten worden wat er ter plaatse precies gebeurt, en waar de primaire oorzaken liggen (zie bijv. Den Besten et al., 1995). Ook voor de zeer geleidelijke verarming van flora en fauna, die grotendeels wordt toegeschreven aan de invloeden van Verzuring, Vermesting, Verdroging en Versnippering (zie: Hekstra & Van Linden, 1991) zal een goede ecologische analyse duidelijk moeten maken in hoeverre secundaire effecten van verontreinigingen echt een secundaire rol spelen, of dat ze wel degelijk in interactie met bovenstaande processen invloed uitoefenen op het functioneren van natuurlijke populaties en levensgemeenschappen.

2.3. Beleid en onderzoekprogrammering

Programma en signaaladvies Ecotoxicologie

VROM heeft een aanvullend programma Ecotoxicologie voorgesteld (Anonymus, 1994) dat de volgende activiteiten zou moeten omvatten:

- verzamelen basis-ecotoxiciteitsgegevens;
- verdere ontwikkeling ecotoxiciteitstoetsen;
- risicobeoordelingsprocedures;
- ontwikkeling van milieukwaliteitsmonitoring;
- methodes voor milieudiagnose en -prognose;
- chemische en biologische herstelprocessen;
- een bijdrage leveren aan duurzaam milieugebruik.

Vanwege de zeer aanzienlijke bezuinigingen in het afgelopen jaar worden de realisatiemogelijkheden van dit programma voor de komende periode laag ingeschat. Wel is dit programma opgenomen in een door 3 ministeries (VROM, RWS, LNV) opgesteld signaaladvies (Anonymus, 1995a).

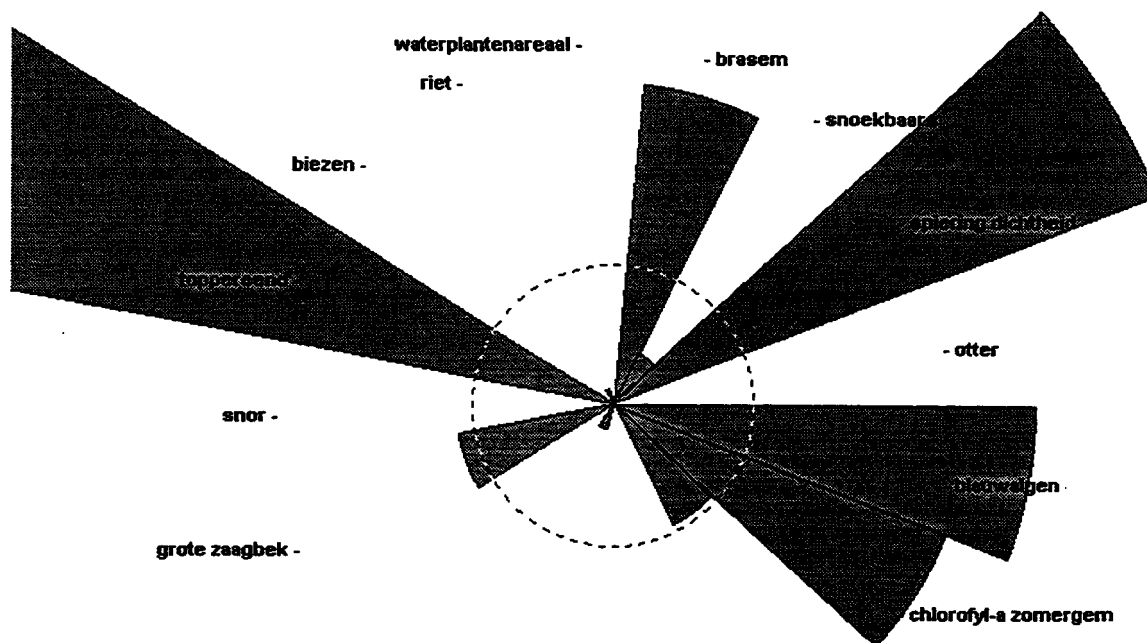
Ecosysteem-monitoring en beleidsindicatoren

In een gezamenlijk rapport van twee adviesraden (NRLO/RMNO, 1994) wordt een lange termijn monitoring studie voorgesteld in drie gebieden met een verschillend landschap, landgebruik en milieuvervuilingspatroon. Het doel van een dergelijk studie is de gecombineerde invloed vast te stellen van immissie gedurende lange tijd van verschillende contaminanten (bestrijdingsmiddelen, lucht- en bodemverontreinigende stoffen) die algemeen worden toegepast, of die immiteren als gevolg van vooral beheer ter plaatse. Veruit de meeste studies over ecotoxicologische effecten betreffen namelijk een enkele dosis of een 'over'dosis (incidentele piekbelasting), in plaats van een herhaalde toepassing of langjarige blootstelling aan een verdunde dosis. De kosten van een dergelijke breed opgezette, langjarige monitoringstudie zijn echter zeer hoog, en vormen een belemmering voor de realisatiemogelijkheden in de nabije toekomst. Momenteel wordt een startdocument voorbereid, waarin moet worden aangegeven wat de meest in aanmerking komende onderzoeksvragen zijn die terzake van de ecotoxicologische risicobeoordeling van milieuverontreiniging dringend moeten worden opgepakt.

Een verdere belangrijke ontwikkeling wordt gevormd door de ontwikkeling van zogenaamde beleidsindicatoren. Deze dienen de invloed te sommeren van eventuele nadelige invloeden van alle op dat moment aanwezige verontreinigingen op een geselecteerd aantal, representatief geachte indicator-organismen of -processen. Omdat naast verontreinigingen andere aspecten tegelijkertijd hun invloed hebben op de doelvariabelen, is er een toenemende behoefte het relatieve belang van verontreinigingen nader te kwantificeren. De zogenaamde AMOEBE-benadering (zie fig. 1) is als eerste ontwikkeld voor estuariene en mariene ecosystemen, en wordt nu verder uitgebreid voor zoetwater en terrestrische ecosystemen (Ten Brink et al., 1991). Aandacht wordt ook besteed aan het opnemen en aggregeren van ecotoxicologische milieu-indicatoren (De Zwart, 1995; Noordhuis, 1995; UN/ECE, 1996).

In het kader van de beleidsadvisering door de Gezondheidsraad, de Raad voor Milieu- en Natuuronderzoek en de Raad voor het Natuurbeheer zijn eveneens enige zeer relevante activiteiten te melden. Door de Gezondheidsraad is uitgebreid geadviseerd zowel over de beleidsontwikkelingen (adviezen over Doorvergiftiging (Gezondheidsraad, 1993), Integrale Normstelling Stoffen (Gezondheidsraad, 1995a) als over de benodigde onderzoek-inspanningen (Ecotoxicologie op Koers; Gezondheidsraad, 1994). Door de RMNO is, naast de hierboven al genoemde advisering over ecosysteemgericht onderzoek, recent ook aandacht besteed aan Life Support Systems (RMNO, 1995b) en is een omvangrijke advisering afgerond over het

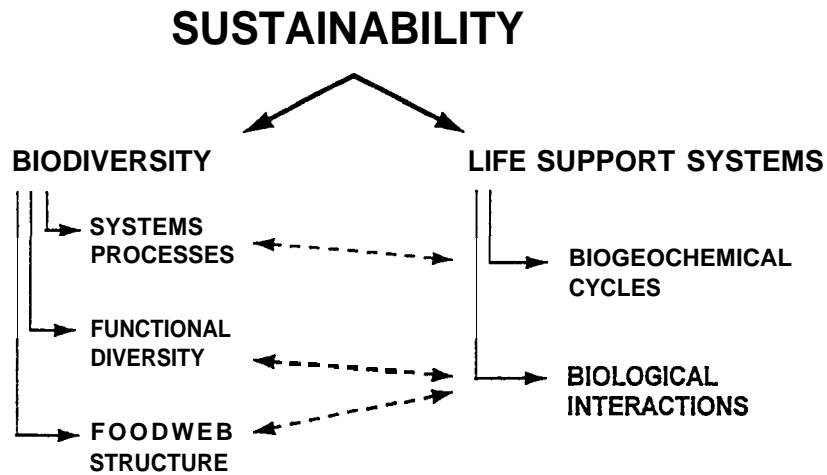
benodigde onderzoek voor de nadere invulling van de Rio-afspraken inzake biodiversiteit (RMNO/NRLO/RMB/RNB, 1996a, 1996b). De relaties tussen biodiversiteit, life support systems en onderzoekthema's die ook binnen de eco-toxicologie een rol spelen, laten zich aflezen uit het schema in figuur 2.



Figuur 1: Geselecteerde doelvariabelen voor het IJsselmeer
(bron: Watersysteemverkenningen, RIZA)

Vanuit de Raad voor het Natuurbeheer is aanvullend een tweetal activiteiten geïnitieerd: een advies over Milieu- en Natuurkwaliteit en een advies over Natuurgerichte Normstelling (RNB, 1995, 1996).

Een met regelmaat terugkerende vraag is in hoeverre potentiële effecten ook tot waarneembare effecten in het veld aanleiding hebben gegeven. In een studie in het kader van het project "Flora en fauna chemisch onder druk" (Hekstra & Van Linden, 1991) blijkt dat voor een aantal soortengroepen de invloed van verzuring en vermesting zo'n overheersende invloed heeft dat de effecten van het grote aantal in geringe hoeveelheden voorkomende systeemvreemde stoffen gemaskeerd worden. In ieder geval zal de komende jaren aanvullende aandacht nodig zijn voor een gecombineerde risico-schatting van de negatieve effecten van de onderscheiden V-thema's. De toenemende vraag naar het rendement van ingrepen en maatregelen, en de afweging daarvan



Figuur 2: Relaties tussen biodiversiteit, life support systems en ecotoxicologische onderzoekthema's. (Bron: Eijsackers)

binnen en tussen onderscheiden beleids-terreinen, ondersteunt die meer integratieve beoordeling. Een spoor, dat echter dient te worden gecontinueerd, is het handhaven van het randvoorwaardenscheppend karakter van het bodembeschermings- en stoffenbeleid op zich: hiermee worden prioriteiten zichtbaar gemaakt voor uitwerking van het 'voorzorgprincipe' en het 'preventiebeleid', belangrijke uitgangspunten in ons omgaan met de risico's van toxische stoffen.

3. Ecotoxicologische inbreng in het (water)bodembeheer

Het gebruik van generieke, landelijk geldende normen is niet altijd toereikend voor het beantwoorden van typisch lokale beheersvragen. Daardoor is de vraag naar een verdere differentiatie in het omgaan met die normen toegenomen.

Gefaseerde of modulair opgebouwde beoordelingssystematieken maken het tegenwoordig mogelijk de operationele ecotoxicologische kennis en technieken optimaal te benutten. Toepassingsmogelijkheden liggen vooral in de locatie-specifieke beoordeling voor de diagnose en prognose van actuele risico's en effecten van toxische stoffen, en in monitoringprogramma's voor signalering en de evaluatie van beleidsdoelstellingen.

Waar het grotendeels aan ontbreekt zijn beslismodellen, waarin bij het vaststellen van prioriteiten en maatregelen daadwerkelijk rekening wordt gehouden met de ecotoxicologische informatie. Om weerstanden bij het gebruik van nieuwe, complexe beoordelingsmethoden en technieken zoveel mogelijk te voorkomen verdient het implementatietraject meer aandacht dan het tot nu toe heeft gekregen. Achterliggende kennis over de biologische beschikbaarheid van stoffen onder lokale condities, en over de variatie in gevoeligheid tussen (doel)soorten, moet breder toegankelijk worden gemaakt om daarvoor een blijvend draagvlak te vinden.

3.1. Toepassing van ecotoxicologische kennis en technieken

Voor het gebruik van ecotoxicologische risico-informatie in het (water)bodembeheer wordt een drietal verschillende toepassingsgebieden onderscheiden:

1. generieke normstelling
2. locatie-specifieke risicobeoordeling
3. monitoring en herstel (*in situ* en *ex situ*)

generieke normstelling

Bij normstelling gaat het om een beoordeling van het potentiële risico van stoffen. De ecotoxicologische risicobeoordeling richt zich op de bescherming van soorten. Een belangrijke aanname is dat met deze soortbescherming behalve de structuur van ecosystemen ook het functioneren daarvan voldoende is gewaarborgd. Voor het afleiden van Maximaal Toelaatbare en Ernstige Risicogrenzen (MTR resp. ER) wordt gebruik gemaakt van een extrapolatiemodel (Aldenberg en Slob, 1993), waar gegevens uit toxiciteitstoetsen als primaire invoerdata worden gehanteerd. Bij onvoldoende gegevens, hetgeen niet zelden voorkomt, wordt ook gebruik gemaakt van simpele extrapolatiefactoren of van QSAR's. Doorvergiftiging wordt met eenvoudige, geschematiseerde voedselketens beoordeeld. Intercompartimentale afstemming en biologische beschikbaarheid in diverse bodemtypen wordt eveneens met vereenvoudigde milieuchemische formules verrekend. Verwaarloosbare Risicogrenzen (VR) worden met een arbitraire factor 100 afgeleid van het MTR, waarbij de ondergrens aangegeven wordt door het landelijke, natuurlijke achtergrondniveau (zie oa Gezondheidsraad, 1995a; Van de Meent et al., 1990).

De resultante van deze generieke ecotoxicologische risico-evaluatie wordt mede gebruikt bij het vaststellen van normatieve getalswaarden voor individuele stoffen, zoals milieukwaliteitsdoelstellingen (grenswaarde, streefwaarde) en interventiewaarden. Doorgaans wordt de ecotoxicologisch afgeleide risicogrens (MTR, ER) gehanteerd als een bovengrens voor de normatieve waarde, maar de laatste kan door allerlei redenen (humane risico's, haalbaarheidsoverwegingen, voortschrijdende normstelling, e.d.) belangrijk lager worden vastgelegd.

Daardoor is de relatie tussen norm en risico niet altijd eenduidig, en kan voor individuele stoffen soms nogal afwijken.

De afleidingssystematiek heeft vooral een preventief en signalerend karakter, vooral gericht op het reduceren van emissies bij de bron. De normatieve getalswaarden hebben primair tot doel om door relatieve ranking van beoordelingsgevallen prioriteiten te stellen in het preventieve beleid (inspanningsverplichting), en eveneens prioriteiten te stellen voor aanvullend onderzoek ten behoeve van het uitvoerend beleid (bijv. saneringsonderzoek).

In de beheerspraktijk zijn het echter ook dezelfde normatieve getalswaarden die zijn ingebed in de regelgeving, met consequenties voor de uitvoering van maatregelen om risico's te verminderen dan wel beheersbaar te houden. Hoewel de afgeleide risicogrenzen gebruikt zijn voor de onderbouwing van de normen, zijn die risicogrenzen zelf doorgaans niet maatgevend.

Opmerkelijk is dat in de huidige systematiek dezelfde normatieve getalswaarden gehanteerd worden in regelgevingen in de uitvoeringspraktijk, die geheel verschillende doelstellingen hebben. Zo worden overschrijdingen van grenswaarden voor stoffen, die middels het principe van As Low As Reasonable Achievable (ALARA) intussen soms dichtbij de achtergrondwaarde zijn vastgelegd, niet alleen gebruikt om het emissiebeleid mede aan te sturen, maar bijvoorbeeld ook om de verspreiding van baggerspecie en het hergebruik daarvan in inrichtingswerken en natuurontwikkelingsprojecten te reguleren. Bij het laatste type regelgeving doet een beoordeling op grond van risicogrenzen echter meer recht aan de beheersvraag 'Kan het kwaad?', dan een beoordeling op grond van haalbare emissiereductie-inspanningen bij puntbronnen.

Nu er een aantal jaren ervaring is opgedaan met het gebruik van generieke normen, is gebleken dat een aantal beheersvragen niet optimaal kan worden beantwoord, of althans niet zo dat prioriteiten worden gesteld op basis van de daartoe meest geschikt lijkende informatie. Het bovenstaande voorbeeld geeft aan dat er behoefte bestaat aan een verdere nuancering in het omgaan met normen. In de volgende paragraaf wordt daar verder op ingegaan.

lokatie-specifieke risicobeoordeling

Bij veel beheersvragen is het gebruik van generieke normen slechts een eerste stap in de beoordeling. Bij normoverschrijding wordt steeds vaker een vervolgstap voorgesteld, voordat tot besluitvorming en het stellen van maatregelen wordt overgegaan. Die vervolgstap wordt doorgaans gekenmerkt door het nadrukkelijker opnemen van een risicobeoordeling en/of een beoordeling van daadwerkelijke effecten (zie bijv. Anonymus, 1995b; Notenboom et al., 1995; RMNO, 1995a; TCB, 1992; Van de Guchte, 1995). Op deze wijze is een meer op de lokatie toegesneden beoordeling van actuele risico's mogelijk. Bij de beoordeling van actuele risico's van vervuilde bodems en waterbodems gaat het in eerste instantie om een toestandsbeschrijving (diagnose). In aanvulling op de schatting van potentiële risico's van individuele stoffen worden actuele effecten onderzocht in het veld of in het laboratorium, in combinatie met de kans op blootstelling. De beschikbaarheid van contaminanten onder lokale milieucondities is hierbij een belangrijke variabele, terwijl ook de gecombineerde inwerking van meerdere, vaak niet nader geïdentificeerde, chemicaliën een kenmerkend element is.

De autonome ontwikkeling van de (water)bodemkwaliteit in de tijd, en veranderend landgebruik voegen nadrukkelijk een tijdsaspect toe aan de risico-beoordeling en de prognoses die daarmee samenhangen. Vragen vanuit het beheer over daadwerkelijke effecten worden ook steeds vaker gesteld voor de beoordeling van situaties, waarin matig verontreinigde grond wordt gebruikt voor natuurbouw, of waarin baggerspecie op oevers van watergangen wordt achtergelaten, of over risico's van verontreinigde bodems voor specifieke doelsoorten.

Generieke normen zijn voor de beantwoording van deze vragen volstrekt ontoereikend. Lokatiespecifieke risicobeoordelingen richten zich dus vooral op de diagnose, maar ook op de prognose van daadwerkelijke effecten in de veldsituatie. Enerzijds om een aanvullende, meer op actuele situaties geënte prioritering mogelijk te maken (Relatieve Risico Ranking), anderzijds om in lokatie-onafhankelijke besluitvormingsprocessen een meer aan de risicofilosofie gerelateerd eindoordeel te vormen.

De instrumenten, die voor dergelijke aanvullende beoordelingen benodigd zijn, zoals veldinventarisaties, bioassays, metingen van stoffen in organismen en effectmodellen, zijn de afgelopen jaren ontwikkeld en grotendeels operationeel. Waar het vooral aan ontbreekt zijn beslissingsondersteunende beoordelingssystemen, waarin met de ecotoxicologische informatie daadwerkelijk rekening wordt gehouden. Op een aantal punten is nog aanvullend onderzoek nodig. Hier wordt in hoofdstuk 4 meer in detail op ingegaan.

monitoring en herstel

Bij onderzoek naar het herstel van levensgemeenschappen *in situ* na verwijdering van vervuild bodemmateriaal, of in vervuilde bodem *ex situ* na toepassing van een reinigings- of verwerkingstechniek, staat de vergelijking tussen verschillende situaties veelal centraal: de beoordeling van de effectiviteit van ingrepen en maatregelen, of het indiceren van trendbreuken in de tijd in het niveau van risico's en effecten. Bij toepassing van een reinigings- of verwerkingstechniek kunnen ook vragen spelen over de risico's van bepaalde vormen van gebruik van het product. Een deel van de vragen richt zich op het al dan niet beschikbaar zijn van restfracties van verontreinigingen.

Bij de toepassing van ecotoxicologische methoden en technieken in monitoringprogramma's wordt een accent gelegd op het ontwerp van de meest optimale, kosten-effektieve en kansrijke strategieën om op een adequate wijze een vinger aan de pols te houden. De waarnemingen, variërend van enkelvoudige indicatieve parameters tot complexe indices om herstel(potentie) en draagkracht te kwantificeren, lenen zich tevens voor het toetsen van prognoses en het valideren van schattingsmodellen.

Voor de verschillende toepassingsgebieden zijn monitoringmethoden in de veldsituatie, toxiciteitstoetsen, bioassays en effectmodellen ontwikkeld (zie hfdst. 4), welke in onderlinge samenhang dienen te worden ingezet. Het gaat dan om het gebruik van verschillende methoden, toegesneden op een bepaalde prognose- of diagnosefunctie. Aan de hand van gefaseerd of modulair opgebouwde beoordelingssystematieken kan de ecotoxicologische kennis optimaal worden benut.

Helaas moet worden geconstateerd dat er in reguliere monitoringprogramma's nog slechts in beperkte mate gebruik wordt gemaakt van ecotoxicologische parameters. Voorbeelden zijn er voornamelijk in de zin van aanbevelingen (zie o.a. De Zwart et al, 1995; Tonkes et al, 1995; UN/ECE, 1996). Alleen voor waterbodems is er op beperkte schaal een systematische inzet op ecotoxicologisch gebied (Maas, 1993). Voor de monitoring van bodem- en waterbodemsaneringen zijn nog slechts op projectniveau monitoring-programma's opgesteld. De monitoring van ecotoxicologische aspecten bij natuurontwikkeling op verontreinigde gronden staat nog in de kinderschoenen. Gedeeltelijk is dit beperkt gebruik van ecotoxicologische kennis terug te voeren op het pas recent doordringende besef dat met alleen generieke, landelijke normen voor een beperkt aantal stoffen niet alle beheersvragen zijn op te lossen. De beheersvragen zelf krijgen ook pas recent meer en meer het karakter van het afwegen van risico's in plaats van het zondermeer hanteren van normenlijsten.

Om dat in de praktijk van alledag mogelijk te maken is het echter noodzakelijk dat de achterliggende ecotoxicologisch kennis breed toegankelijk is. Op dit moment is dat slechts in beperkte mate het geval: het niveau van standaardisatie van uitvoeringsprotocollen is, op een enkele uitzondering na, matig, en de interpretatie van gegevens daarvan wordt gekenmerkt door een nog noodzakelijke inbreng van hoog gespecialiseerd niveau. De uitvoeringscapaciteit ligt in Nederland op dit gebied relatief laag. Daarnaast is voor het afwegen van risico's van geheel verschillende aard nog geen consensus over de te hanteren modellen en instrumenten (Gezondheidsraad, 1996).

Een extra argument komt voort uit het feit dat de bestaande regelgeving in Nederland nog weinig ruimte laat voor het daadwerkelijk gebruik van ecotoxicologische informatie bij de afweging van risico's, en dat op terreinen, waar die ruimte er wel is, zoals bij monitoring, vaak nog geen eenduidige beoordelingscriteria zijn opgesteld. Kortom, veel werk bevindt zich nog op het niveau van onderzoek en projecten, en niet op het niveau van beslissingsondersteunende systemen en regelgeving.

3.2. Beoordelingssystematieken in uitvoerend beleid en beheer

De keuze van een beoordelingssystematiek om ecotoxicologisch onderzoek bruikbaar te maken in het uitvoerend beleid en in de beheerspraktijk hangt in sterke mate af van de achterliggende vraagstelling.

Beheersvragen

Steeds weer zijn de beheersvragen terug te voeren op een beperkt aantal onderwerpen:

- hoe is de biologische beschikbaarheid van aangetoonde verontreinigingen onder lokale, specifieke milieucondities, nu en in de toekomst?
- welke actuele blootstellingsroutes zijn van belang voor voorkomende soorten en levensgemeenschappen?
- wat zijn de potentiële risico's of actuele effecten van aangetoonde verbindingen en van niet nader gespecificeerde stofgroepen, of: hoe verhoudt de gevoeligheid van enkele laboratorium toetsorganismen zich tot die van ter plaatse (potentieel) voorkomende doelsoorten en levensgemeenschappen voor de aangetoonde en voor de niet nader gespecificeerde verbindingen?
- welke maatregelen zijn realistisch om potentiële dan wel actuele risico's te reduceren?
- wat is het te verwachten effect daarvan, op korte en lange termijn?

Beoordelingssystematieken

Omdat beheersvragen zijn toegesneden op lokatiegerichte probleemstellingen, dient een beoordelingssystematiek te kunnen differentiëren naar verschillende bodemtypen, ecotopen, bodemfuncties en bodemgebruik. Tevens dient zij, bij gebruik van ecotoxicologische kennis of technieken, informatie te genereren die relevant is voor te nemen beslissingen of maatregelen. Bij de hierboven genoemde toepassingsgebieden is dat in wisselende mate gerealiseerd.

Een voorbeeld van een operationele systematiek, waarin een sterke nadruk wordt gelegd op de onderlinge samenhang van onderzoeksresultaten, is de risicobeoordeling van waterbodems voor de urgentiebepaling van saneringen. Met de combinatie van chemische analyses, veldstudies en bioassays, ook bekend onder de term "Triade" voor het beoordelen van waterbodems (Chapman, 1986; Van de Guchte, 1992), kunnen oorzaak-gevolg relaties zichtbaar gemaakt worden.

In het Triade-onderzoek worden in de veldsituatie optredende effecten pas toegeschreven aan de nadelige of schadelijke toestand van de bodem, als óók op basis van bioassays de toxiciteit van het bodemmateriaal is komen vast te staan. De nadruk in deze systematiek ligt op de diagnose, het begrip van de samenhang van effecten. Wanneer tot sanering wordt overgegaan om de risico's voor het ecosysteem te reduceren, is een dergelijk inzicht in de oorzaak van de waargenomen effecten van groot belang (Den Besten et al., 1995).

Er zijn ook beoordelingssystemen die informatie uit een veelheid van parameters integreren tot één score, die als maat voor gevonden effecten of risico's kan worden gebruikt. Dit kan bijvoorbeeld door te berekenen in hoeverre de gemiddelde score afwijkt van de maximale score (= het geval dat alle parameters ernstige risico's of effecten aangeven). Een voorbeeld van dit type beoordelingssysteem is de Multi Criteria Analyse (MCA). Het verschil met de Triademethodiek is dat hier niet wordt gekeken naar onderlinge samenhang van bepaalde groepen van onderzoeksparameters, maar dat de informatie van alle parameters wordt geaggregeerd tot een eindoordeel dat kan worden gebruikt als maat voor risico (Den Besten et al., 1995). Een dergelijk oordeel kan worden gebruikt voor prioriteringen, al dan niet na een beoordelingsstap die meer de nadruk legt op de diagnose.

Andere beoordelingssystemen gaan uit van een stapsgewijze benadering, waarbij een aantal biologische parameters achtereenvolgens wordt onderzocht en beoordeeld. Wanneer in een bepaalde stap een effect wordt aangetoond, is daarmee "risico" aangetoond en worden de overige onderzoeksonderdelen niet uitgevoerd. Alleen wanneer in geen van de onderzoeksonderdelen effecten zijn gevonden, volgt de uitspraak "geen (aantoonbaar) risico". Het voordeel van deze methodiek kan zijn dat in gevallen waar duidelijke effecten worden gevonden, met een beperkte onderzoeksinspanning kan worden volstaan. Voorbeelden van deze aanpak zijn de voorgestelde beoordelingsmethoden voor de bepaling van de milieubezwaarlijkheid van effluenten en baggerspecie (Tonkes & Botterweg, 1994; Lourens et al., 1995; Stronkhorst et al., 1995).

Uit de verschillende beschreven beoordelings- en beslissingsonderbouwende systematieken is voor de huidige beleidsterreinen met betrekking tot het omgaan met verontreinigde bodems en waterbodems een op maat toegesneden keuze te maken. De implementatie van ecotoxicologisch ingevulde systematieken in de beheerspraktijk kent echter nog een aantal weerstanden. Deze hebben voornamelijk betrekking op het specialistisch karakter ervan, en op het ontbreken van voldoende gedocumenteerde overzichten van de consequenties, die het praktijkgebruik ervan in prioritering en aanvullende regelgeving met zich meebrengt. Een verhoogde aandacht voor dit invoeringstraject is op zijn plaats.

4. Het ecotoxicologische kennisveld

Bij de ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde bodems en waterbodems wordt kennis toepasbaar gemaakt vanuit de disciplines: (milieu)chemie, ecologie en (eco)toxicologie. Tegelijkertijd worden waarnemingsmethoden ontwikkeld en geoptimaliseerd en worden integrerende modellen opgesteld en gecalibreerd. Tezamen vormen deze de operationele basisinstrumenten voor de uitvoering en verdere implementatie van risicobeoordelingsmethoden. In vijf paragrafen wordt een kritisch overzicht gegeven van de 'stand der techniek' voor de diagnose en prognose van effecten van (water)bodemverontreinigingen. Naast de weergave van beschikbare kennis worden hiaten gesignaleerd, die richtinggevend kunnen zijn voor een verdere onderzoekprogrammering.

4.1. Biologische beschikbaarheid

De biologische beschikbaarheid van stoffen in bodem en waterbodem wordt vooral bepaald door de in het poriewater of bodemvocht opgeloste fractie. Dit vormt de basis voor de zogenaamde evenwichtspartitie-theorie, die er vanuit gaat dat voor de meeste (water)bodemorganismen de interne blootstelling goed voorspeld kan worden vanuit de concentraties in de waterfase (het bodemvocht of poriewater). Een tweede aannahme is dat er sprake is van een thermodynamisch evenwicht tussen de concentraties van een stof in de (water) bodem, het poriewater en het organisme. Geconcludeerd wordt dat deze theorie nog de nodige beperkingen en onzekerheden kent, o.a door het optreden van niet-evenwichtssituaties, onzekerheden in de schatting van de concentratie in het poriewater met standaard partiticoëfficiënten, en het feit dat soms sprake is van een aanzienlijke opname langs andere routes. Dit geldt zowel voor organische chemicaliën als voor metalen. Nagegaan moet worden in hoeverre het interne-dosis concept een aantal van de onzekerheden in het kwantificeren van de blootstelling kan wegnemen.

Evenwichtspartitie

De evenwichtspartitie-theorie (Fig. 3) is een aantal jaren geleden in de Verenigde Staten ontwikkeld als een methode voor de formulering van kwaliteitscriteria voor waterbodems. Daarbij wordt op basis van toxiciteitsgegevens voor waterorganismen en informatie over de partitie van de stof tussen water en waterbodem een norm afgeleid voor de waterbodem.

In Nederland wordt dezelfde benadering gebruikt, niet alleen voor het afleiden van grenswaarden voor de waterbodem, maar ook om, bij het ontbreken van toxiciteitsgegevens voor bodemorganismen, grenswaarden voor de bodem af te leiden uit toxiciteitsgegevens voor waterorganismen.

Figuur 3: Evenwichtspartitie-theorie: Er is sprake van een thermodynamisch evenwicht tussen de concentraties van een stof in de bodem, het poriewater en het organisme.

K_p = partiticoëfficiënt = verhouding van de concentraties in bodem en poriewater

BCF = bioconcentratiefactor = verhouding van de concentraties in organisme en poriewater

De volgende aannames vormen de basis bij deze toepassing van de evenwichtspartitie-theorie:

1. de interne concentraties in (water)bodemorganismen kunnen worden voorspeld op basis van de gehalten in de waterfase;
2. er is sprake van thermo-dynamisch evenwicht tussen de concentraties in de verschillende betrokken abiotische en biotische compartimenten;
3. de in het laboratorium bepaalde partiticoëfficiënten zijn representatief voor de veldsituatie;
4. de gevoeligheid van waterorganismen is representatief voor die van verwante organismen in de (water)bodem; in feite wordt verondersteld dat de gevoeligheid van organismen in beide compartimenten dezelfde verdeling kent.

Hieronder zal kort worden ingegaan op deze aannamen en hun geldigheid of beperkingen, eerst voor organische contaminanten, daarna voor zware metalen.

Organische contaminanten

Het onderzoek naar de geldigheid van de evenwichtspartitie-theorie voor de landbodem is vooral uitgevoerd in Nederland en voornamelijk beperkt tot regenwormen. Van Gestel & Ma (1988, 1990) toonden de geldigheid van de evenwichtspartitie-theorie aan voor de acute toxiciteit van een aantal stoffen voor regenwormen. Aanvullend bleek uit het onderzoek van Belfroid (1994) dat voor hoog-lipofiele stoffen ($\log K_{ow} > 5-6$) in gronden met veel organische stof (ofwel bij een sterke sorptie) de opname in regenwormen niet meer alleen kan worden verklaard uit de concentraties in de waterfase. Andere opnameroutes (met name orale opname) lijken dan een grotere rol te gaan spelen. Er zijn aanwijzingen dat voor planten en enkele andere bodeminvertebraten (met name springstaarten en nematoden) (zie o.a. Houx & Aben, 1993) het poriewater ook de voornaamste opname-route vormt. Voor andere organismen ontbreekt dergelijke informatie. Met betrekking tot de waterbodem is, met name in de Verenigde Staten en Canada, veel meer onderzoek gedaan naar de geldigheid van de evenwichtspartitie-theorie. Door Di Toro et al. (1991) is in een overzichtsartikel de wetenschappelijke basis gelegd voor de toepassing van deze theorie bij de afleiding van kwaliteitscriteria voor waterbodems. Daarna zijn echter verschillende studies gepubliceerd, waarin de geldigheid van deze theorie nader onder de loep wordt genomen. Loonen (1994) vond dat de opname van dioxinen door de oligochaet *Lumbriculus variegatus* in water een factor 1-5 lager was dan bij aanwezigheid van sediment.

Dit duidt erop dat voor hoog-lipofiele stoffen de evenwichtspartitie-theorie niet meer geldig is. Vergelijkbare conclusies kunnen worden getrokken uit de internationale literatuur. Uit het werk van Bruner et al. (1994) blijkt bovendien, dat het belang van opname uit de waterfase mede afhankelijk is van de concentratie van een stof in de waterfase: bij lage concentraties werd vooral opname uit sediment waargenomen, terwijl bij hogere concentraties (>10 maal de detectiegrens) opname vooral via de waterfase verliep.

De laatste jaren worden steeds meer aanwijzingen verkregen voor het feit dat in de veldsituatie geen sprake is van een thermodynamisch evenwicht tussen concentraties in de verschillende abiotische en biotische compartimenten. Voor stoffen die door organismen gemetaboliseerd kunnen worden zal hiervan zeker geen sprake zijn. Ook in het geval van grootschalige ingrepen zullen grote veranderingen in de samenstelling van de (water)bodem en het bodemvocht optreden, waardoor de evenwichtspartitie-theorie niet meer op zal gaan. Op dit moment ontbreekt echter nog het inzicht in deze problematiek om aan te kunnen geven hoe groot de consequenties voor de geldigheid van de evenwichtspartitie-theorie zullen zijn.

Partitiecoëfficiënten spelen een cruciale rol in de toepassing van de evenwichtspartitie-theorie bij de afleiding van kwaliteitscriteria voor (water)bodems op basis van toxiciteitsgegevens voor waterorganismen. Doordat vaak geen sprake is van een thermodynamisch evenwicht moet aan de toepasbaarheid van het begrip partitiecoëfficiënt getwijfeld worden. Daarnaast bestaat twijfel over de representativiteit van in het laboratorium bepaalde partitiecoëfficiënten voor de veldsituatie. In het laboratorium vindt bepaling meestal plaats in relatief kortdurende experimenten (meestal 16-24 uur), terwijl in het veld een veel langer en daardoor intensiever contact tussen de verontreinigende stof en de (water)bodem mogelijk is. Hierdoor bestaat de mogelijkheid dat partitiecoëfficiënten in het laboratorium worden onderschat. Ook wordt in het laboratorium vaak met relatief hoge concentraties gewerkt, waardoor gemeten partitiecoëfficiënten kunnen afwijken van werkelijk optredende waarden in de veldsituatie.

Er zijn aanwijzingen dat de biologische beschikbaarheid van verontreinigingen afneemt met de tijd, en in de veldsituatie lager kan zijn dan verwacht op basis van laboratorium-gegevens. Hiervoor kan o.a. worden verwezen naar het onderzoek van Belfroid (1994), Loonen (1994), Ten Hulscher (1995) en de resultaten van het onderzoek naar de "Validatie van toxiciteitsgegevens" (Notenboom & Posthuma, 1995). Verschillen tussen in het lab bepaalde partitiecoëfficiënten aan gespiked materiaal met die bepaald met veldmonsters uit boorkernen kunnen oplopen tot twee ordegroottes.

Overigens wordt door de Gezondheidsraad (1995a) in haar recente advies over "Het project Integrale Normstelling Stoffen" uitgebreid stilgestaan bij de problematiek van het afleiden van partitiecoëfficiënten en de niet-evenwichtssituaties in het milieu. Zij merkt ondermeer op dat de spreiding van in het veld gemeten partitiecoëfficiënten zo mogelijk nog groter zal zijn dan in de 'batch'-experimenten die in het laboratorium worden uitgevoerd, vanwege de grote (natuurlijke) variatie in bodemsamenstelling en milieucondities. Nader onderzoek naar de spreiding in partitiecoëfficiënten wordt aanbevolen, omdat dit ook kan bijdragen aan de differentiatie van advieswaarden naar grondsoorten.

Een bezwaar tegen de algemene toepassing van de evenwichtspartitie-theorie voor de afleiding van grenswaarden voor de (water)bodem op basis van toxiciteitsgegevens voor waterorganismen is, dat organismen uit bodem of waterbodems een heel andere gevoeligheid(sverdeling) zouden hebben dan waterorganismen.

Harde aanwijzingen hiervoor ontbreken, evenmin is echter bewezen dat er wel sprake is van eenzelfde gevoeligheids-verdeling. Er zijn aanwijzingen dat er sprake kan zijn van een verschil in biotransformatie-capaciteit tussen terrestrische en aquatische organismen voor bijvoorbeeld polycyclische aromaten (Van Brummelen, 1995). Dergelijke verschillen zouden kunnen leiden tot een verschil in gevoeligheid.

Metalen

De voorgaande discussie heeft voornamelijk betrekking op organische microverontreinigingen. Di Toro et al. (1991) concluderen dat de evenwichtspartitie-theorie ook voor zware metalen geldig is. Voor metalen ontbreken echter betrouwbare partiticoëfficiënten voor de bodem (Van de Meent et al., 1990). Dit heeft alles te maken met de complexiteit van het milieugedrag van metalen. De Gezondheidsraad (1995a) concludeert dat voor sporenmatalen vaak sprake is van niet-lineaire adsorptie, terwijl in een aantal gevallen de concentratie wordt bepaald door oplosevenwichten in plaats van adsorptie. In deze gevallen is er dus geen sprake van een verdeling van de stof over twee fasen, zoals het gebruik van partiticoëfficiënten veronderstelt.

In het overheidsbeleid ten aanzien van metalen in bodem en waterbodem worden grenswaarden of streefwaarden gedifferentieerd naar bodemtype op basis van verschillen in gehalten aan klei en organische stof. Daarbij worden waarden omgerekend naar een "standaardbodem" met 10% organische stof en 25% klei. Hierbij wordt echter niet of onvoldoende gecorrigeerd voor verschillen in biologische beschikbaarheid.

Metalen zijn doorgaans aanwezig als moleculen of ionen geadsorbeerd aan de bodemdeeltjes en komen slechts in beperkte mate in opgeloste vorm voor in het poriewater. Het gedrag van metalen in de (water)bodem wordt beïnvloed door vele factoren, en het is niet eenvoudig vast te stellen wat de concentratie van het metaal in het poriewater zal zijn (Janssen et al., 1995). Recente modelleringsontwikkelingen van Pretorius et al. (1995) en Allen (pers. comm.) bieden niettemin perspectieven. Zo beïnvloeden de pH en de opgeloste organische stof de concentratie van metalen in het poriewater en daarmee hun biologische beschikbaarheid. In tegenstelling tot de bodem-organische stof en het kleigehalte, kan de samenstelling van het poriewater veranderen in situaties van veranderend landgebruik, verzuring en toepassing van organische mest. Bovendien is niet de totale concentratie in het poriewater van belang, maar wordt de opname in organismen vooral, en wellicht uitsluitend, bepaald door de activiteit van het metaal. Zo is voor cadmium waarschijnlijk alleen de activiteit van het Cd^{2+} in het poriewater relevant voor opname door organismen.

Vonk et al. (1994) concluderen dat voor de opname van metalen in bodeminvertebraten de pH de voornaamste factor is, gevolgd door het gehalte aan organische stof en de kationen-omwisselingscapaciteit (CEC). Voor ieder metaal blijkt echter een andere combinatie van eigenschappen de opname te bepalen, en bovendien is uit de verzamelde gegevens geen eenduidig kwantitatief verband tussen biologische beschikbaarheid en bodemeigenschappen af te leiden. Ook het effect van de pH blijkt door de grote verscheidenheid aan gegevens, en het gebrek aan eenduidigheid daarin, nog moeilijk te kwantificeren. Voor planten en micro-organismen wordt zelden een eenduidig verband gevonden tussen toxiciteit of opname van metalen en bodemeigenschappen.

Bij het standaardiseren van streef- of grenswaarden voor metalen naar bodemtype alleen op basis van verschillen in gehalten aan organische stof en klei wordt onvoldoende rekening gehouden met de chemische samenstelling van het poriewater. Daarnaast is het onzeker in welke mate de evenwichtspartitie-theorie wel geldig is voor zware metalen. Als hij dat is, dan is hij in ieder geval een stuk complexer dan voor organische microverontreinigingen. Om de biologische beschikbaarheid van contaminanten te kunnen voorspellen moet een aantal fysische en chemisch eigenschappen van de bodem en bodemoplossing bekend zijn. Met behulp van een chemisch evenwichtsmodel, zoals SEKTRAS ("Simulation of Equilibria, Kinetics and Transport in Soils", Bril et al., 1993), kan dan op basis van deze parameters de biologische activiteit van de contaminanten worden berekend.

Door Van Gestel (1996) is een alternatieve evenwichtspartitie-theorie voor metalen gepresenteerd, waarin resultaten van informatie over chemische evenwichten worden gecombineerd met effect-metingen om zo te komen tot een schatting van het risico van metalen voor bodemorganismen (zie Fig. 4).

Figuur 4: Alternatieve evenwichtspartitie-theorie voor de opname en effecten van metalen in bodemorganismen. (Bron: Van Gestel, 1996)

In Nederland wordt op diverse plaatsen onderzoek uitgevoerd naar de geldigheid van de evenwichtspartitie-theorie voor de waterbodem. Daarbij wordt o.a. aandacht besteed aan de rol van de waterfase bij de opname van stoffen door sedimentbewonende organismen en aan de opname in het geval van niet-evenwicht-situaties. Ook wordt onderzoek uitgevoerd naar de invloed van bodemeigenschappen op de beschikbaarheid en toxiciteit van metalen voor bodemorganismen. Steeds meer aandacht wordt besteed aan de interne effect-concentratie. Bepaling van de toxicokinetiek en de interne dosis zijn belangrijke aspecten van dit onderzoek. Uitgangspunt is dat het effect uiteindelijk alleen maar tot stand kan komen, wanneer een bepaalde hoeveelheid van een stof het doelwitorgaan bereikt. In de aquatische ecotoxicologie is het interne-dosis-concept reeds een aantal jaren in gebruik, en lijkt het redelijk goed toepasbaar voor stoffen met een specifiek werkingsmechanisme (McCarty et al., 1992). Voor stoffen met een specifieke werking is de toepasbaarheid van dit principe echter beperkt, terwijl voor zware metalen en ook voor bodemorganismen nog onvoldoende gegevens beschikbaar zijn om de toepasbaarheid te kunnen beoordelen. Toch zou dit concept perspectieven kunnen bieden, omdat daarmee het probleem van de biologische beschikbaarheid voor een groot deel kan worden afgedekt (Van Wensem et al., 1994).

4.2. Toxiciteitstoetsen

Voor het beoordelen van de toxische effecten van stoffen op organismen uit bodem en waterbodem is een redelijk pakket toetsen of ontwerp-toetsrichtlijnen beschikbaar. Internationale standaardisatie daarvan verdient echter meer aandacht. Voor het gebruik van laboratorium-toxiciteitsgegevens voor het voorspellen van risico's voor organismen in de veldsituatie is meer inzicht nodig in de gecombineerde invloed van verschillende stressfactoren tegelijkertijd. Dat betreft zowel de inwerking van meerdere toxicanten bij lage concentraties, als de invloed van temperatuur, zuurstof, zuurgraad, saliniteit, bodemeigenschappen en dergelijke op het normaal functioneren van de toetssoorten én van de te beschermen soorten in de veldsituatie.

Toxiciteitstoetsen zijn in het laboratorium uitgevoerde toetsen ter bepaling van de toxiciteit van één of meerdere stoffen, en gericht op het vaststellen van een dosis-effektrelatie. Toxiciteitstoetsen zijn stofgericht en worden ingezet bij de beoordeling van de potentiële risico's van stoffen (prognose). Door Léon & Van Gestel (1994) is een aantal criteria uitgewerkt ten behoeve van de selectie van toxiciteitstoetsen voor de bodem. Deze criteria zijn evenzeer van toepassing op de selectie van toetsen voor water en waterbodem. Er worden criteria onderscheiden waaraan iedere toets moet voldoen en criteria voor het samenstellen van een set (batterij) van toetsen. In het eerste geval gaat het om een aantal praktische aspecten zoals de uitvoerbaarheid en de kosten, de reproduceerbaarheid en standaardiseerbaarheid en het ecologisch realisme van een toets (keuze van substraat en toetsparameters). In de tweede categorie criteria krijgt de representativiteit van de gekozen toetsorganismen ten aanzien van ecologische functie, blootstellingsroute en taxonomische groep veel gewicht.

Een eerste discussie over de door Léon & Van Gestel (1994) geformuleerde criteria binnen de OECD leverde helaas vooral commentaar op met betrekking tot de gekozen 'oefenset' aan toxiciteitstoetsen. Kennelijk zijn de meeste deskundigen toch meer gefocused op herkenning van hun eigen toetsorganisme in een set van toetsen, dan op een objectieve hantering van de voorgestelde criteria. Dit baart zorgen: het doel van de geformuleerde criteria is juist te komen tot een geheel van toetsen, dat duidelijk meerwaarde heeft boven de thans op ad-hoc basis ontwikkelde individuele toetsen. Ook wordt aansluiting nagestreefd bij de modellering en voorspelling van ecologische effecten.

Gegevens over de toxiciteit van stoffen zijn vooral afkomstig van toetsen met aquatische organismen, zoals de toets met de watervlo *Daphnia magna* en early life stage toetsen met vissen. Er is een systematiek ontwikkeld voor het afleiden van normen op basis van een beperkt aantal toxiciteitsgegevens (Aldenberg en Slob, 1993). In het gebruik van toxiciteitstoetsen voor de onderbouwing van normen bestaan echter nog belangrijke onzekerheden:

- Voor hetzelfde toetsorganisme de vertaling van in het laboratorium waargenomen effecten naar het veld.
- De representativiteit van de soorten waarvoor toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn, voor de gevoeligheid van specifiek te beschermen soorten in de natuur.

Ten aanzien van het eerste punt is gebleken dat de gevoeligheid van in het laboratorium gekweekte of gehouden toetsorganismen sterk kan verschillen met de gevoeligheid van individuen van dezelfde soort in het veld (zie bv. voor bodemorganismen: Notenboom & Posthuma, 1995); in de meeste gevallen bleek dit verschil terug te voeren te zijn op verschillen in abiotische omstandigheden en in biologische beschikbaarheid.

Voor vogels zijn studies verricht naar de verschillen in gevoeligheid voor doorvergiftiging tussen laboratorium en veld als gevolg van verschillen in metabole activiteit en type voedsel (Ruys & Pijnenburg, 1991; Eys, 1992; Jongbloed et al., 1994). Combinaties van verschillende stressfactoren (toxiciteit, saliniteit, temperatuur, zuurstofbeschikbaarheid etc.) kunnen ook een belangrijke rol spelen en aanleiding geven tot een verhoogde gevoeligheid in de veldsituatie.

Het tweede punt heeft betrekking op de representativiteit van laboratorium-toets-organismen voor de te beschermen soorten uit specifieke ecosystemen, bijvoorbeeld die welke worden gehanteerd in het Natuurbeleidsplan en de Milieuverkenningen. Omdat met beschermde soorten geen experimenten worden uitgevoerd, moet voor de beoordeling van risico's voor bijvoorbeeld vogels vrijwel altijd worden teruggevallen op de schaarse gegevens voor kip of kwartel. Voor lagere organismen is het aannemelijk dat de variatie in gevoeligheid van enkele vertegenwoordigers van verschillende trofische niveau's nog niet *a priori* recht doet aan de ook grote variatie in bouwplan en fysiologie van soorten binnen zo'n trofisch niveau. Evenmin geeft de idee dat de variatie in gevoeligheid tussen taxa groter is dan die binnen een taxon nog niet aan dat met gegevens over de gevoeligheid van slechts een beperkt aantal soorten uitspraken kunnen worden gedaan over de verwachte gevoeligheid van een andere, al dan niet verwante doelsoort.

Specifieke combinaties van stress-factoren kunnen er toe leiden dat de gevoeligheden van doelsoorten anders zijn dan die van laboratorium-toetsorganismen. Overigens blijkt, als voorbeeld van onderzoek in dit kader, dat bij de vergelijking van de gevoeligheid van zoet- en zoutwater-organismen weinig tot geen verschillen worden gevonden in aquatische toxiciteitstoetsen.

T.a.v. de problematiek van de representativiteit van toetssoorten stellen Léon & Van Gestel (1994) dat een verantwoorde risico-evaluatie alleen mogelijk is door het gebruik van een set van toetsen met organismen, die samen in bouwplan, fysiologie en functie een brede vertegenwoordiging vormen van het te beschermen ecosysteem.

Voor de bodem zijn nog weinig toxiciteitstoetsen beschikbaar, en dat is de reden waarom er tot op heden nog zo weinig toxiciteitsgegevens voor bodemorganismen voorhanden zijn (zie tabel 1 en 2). Door de OECD zijn gestandaardiseerde toetsen beschreven met planten (kieming + groei) en regenwormen (overleving). De ISO werkt aan richtlijnen voor toetsen met micro-organismen (nitrificatie), springstaarten (overleving + reproductie) en regenwormen (reproductie). In het kader van het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek is een aantal aanzetten gegeven voor toxiciteitstoetsen met verschillende (water)bodemorganismen (Van Gestel et al., 1993a). Dit heeft nog niet geleid tot concrete toetsrichtlijnen, maar wel bijgedragen aan de genoemde ontwikkelingen in de ISO. In OECD-verband is recent in een uitvoerige overzichtsrapportage (OECD, 1995) een beperkt aantal toetsen aangemerkt om op korte termijn vast te leggen in protocollen. Meer algemene richtlijnen voor uitvoering waren al vastgelegd in Hill et al. (1994). Tevens zijn verschillende Nederlandse onderzoeksgroepen betrokken bij door de Europese Unie gefinancierde projecten, waarin verder wordt gewerkt aan de ontwikkeling en standaardisatie van toxiciteitstoetsen met verschillende bodem- en waterbodemdieren (Løkke & Van Gestel, 1993; Fleming et al., 1994; Fleming & Van de Guchte, 1996; Van de Guchte et al., 1995; Wiles et al., 1994, Kula et al., 1995). Aandachtspunten zijn ondermeer de keuze van standaard- en referentie-substraten, de methode van spiken, randvoorwaarden voor verschillende toetscondities, variaties in gevoeligheid tussen soorten en het gebruik van waterorganismen als surrogaat-toetssoorten. Geconstateerd wordt dat inmiddels een redelijk pakket toetsen of ontwerp toetsrichtlijnen voorhanden is. Internationale standaardisatie blijft echter achter bij de behoefte, en dient versneld te worden doorgevoerd.

Tabel 1: Toetsen met vertegenwoordigers van de bodemmicro- en mesofauna (naar Van Straalen & Van Gestel, 1993; Wiles et al., 1994; Torstensson, 1993) met een aanduiding van de status van toetsontwikkeling*.

Taxonomische toets groep	soort ontwikkeling	substraat	parameters ontw.	status
Protozoa	<i>Colpoda cucullus</i>	water	overleving/	3
	<i>Tetrahymena pyriformis</i>		reproductie	3
Nematoda	<i>Caenorhabditis elegans</i>	water/grond	overleving/	3
	<i>Panagrellus silusiae</i>	water	reproductie	3
	<i>Plectus acuminatus</i>	kunstgrond		3
Isopoda	<i>Porcellio scaber</i>	voer	overleving/groei/	3
	<i>Trichoniscus pussilus</i>		consumptie	3
	<i>Oniscus asellus</i>			3
Millipoda	<i>Glomeris marginata</i>	voer	overleving	3
	<i>Cylindroiulus brittanica</i>			3
Oribatidae	<i>Platynothrus peltifer</i>	voer (kunst)grond	overleving/reproductie	3 3
Gamasidae	<i>Hypoaspis aculeifer</i>	grond	overleving/reproductie	3
Collembola	<i>Folsomia candida</i>	kunstgrond	overleving/reproductie	1
	<i>Folsomia fimetaria</i>	grond		3
	<i>Hypogastrura succinea</i>	grond		3
	<i>Orchesella cincta</i>	voer	overleving/groei/	3
	<i>Onychiurus spp.</i>		reproductie	3
	<i>Folsomia fimetaria</i>	grond	dispersie	2
	<i>Isotomiella minor</i>			2
	<i>Onychiurus armatus</i>			2

* 1 = toets beschreven in internationale (concept) richtlijn

2 = toets beschreven in nationale (concept) richtlijn

3 = toets (al dan niet volledig) beschreven in literatuur

Het is op dit moment gebruikelijk de risico-beoordeling van stoffen te baseren op NOEC's (Aldenberg & Slob, 1993; Gezondheidsraad, 1991a). Veel toetsen worden dan ook gericht op het vaststellen van een NOEC, bijvoorbeeld voor groei of reproductie. Opgemerkt dient te worden dat de NOEC als toxiciteitsmaat al enige tijd ter discussie staat (zie b.v. Hoekstra & Van Ewijk, 1993a,b). Met het oog op deze discussie is het aan te bevelen de volledige dosis-effektrelatie vast te stellen, zodat zowel de NOEC als ook de EC50 of EC10 kunnen worden afgeleid. Ook veelbelovende nieuwe methoden voor de analyse van toxiciteitsgegevens, bijvoorbeeld die op basis van de theorie over Dynamic Energy Budgets (Kooijman, 1993; Kooijman & Bedaux, 1995), zijn daarbij gebaat.

Tabel 2: Toetsen met bodem-macrofauna (naar Van Straalen & Van Gestel, 1993; Wiles et al., 1994; Torstensson, 1993) met een aanduiding van de status van toetsontwikkeling*.

Taxonomische groep	soort	substraat	parameter	status toets ontwikkeling
Staphylinidae	<i>Philonthus fuscipennis</i> (larven)	grond	overleving/groei/ontwikkelingstijd	3
Enchytraeidae	<i>Enchytraeus albidus</i>	kunstgrond	overleving/	3
	<i>E. crypticus</i>		reproductie	3
	<i>Cognettia sphagnetorum</i>	grond (kunst)grond	dispersie reproductie/ fragmentatie	2 3
Lumbricidae	<i>Eisenia fetida/E. andrei</i>	kunstgrond	overleving groei/reproductie	1 1
		artisol (silicagel)	overleving	1
		filtreer paper	overleving	1
	<i>Aporrectodea caliginosa</i>	(kunst)grond	groei/	3
	<i>Allolobophora chlorotica</i>		reproductie	3
Mollusca	<i>Helix aspersa</i>	voer	overleving/	3
	<i>Helix pomatia</i>		reproductie	3
	<i>Arion ater</i>		groei	3

- * 1 = toets beschreven in internationale (concept) richtlijn
 2 = toets beschreven in nationale (concept) richtlijn
 3 = toets (al dan niet volledig) beschreven in literatuur

4.3. Bioassays

Met bioassays kan een monster van water of (water)bodem worden beoordeeld op de werkelijke toxiciteit. Er is een toenemende belangstelling voor het gebruik van dergelijke toetsen, vooral omdat dit mogelijkheden biedt uitspraken te doen over actuele, lokatie-specifieke beschikbaarheid en risico's van stoffen. Omdat niet alle stoffen worden 'gezien' met een enkele assay, en omdat aan de andere kant bioassays vaak meer 'zien' dan hetgeen is af te lezen uit een beperkt aantal chemische analyses, is het van belang dat keuzesystemen worden ontwikkeld die aangeven wanneer ze wel en wanneer ze niet zinvol kunnen worden toegepast.

Met een aantal bioassays is in Nederland voldoende ervaring opgedaan om er een meer prominente plaats aan toe te kennen als operationeel instrument in het uitvoerend beleid, voor de diagnose en prognose van actuele risico's. Protocollen en beoordelingscriteria daarvoor dienen eenduidig te worden vastgelegd.

Verdere ontwikkelingen betreffen het toenemend gebruik van kortdurende screenings-toetsen, zonodig aan extracten of concentraten van veldmonsters, en de gestage ontwikkeling van in vitro assays met bijv. cellijnen voor het detecteren van stofgroepen met verwante, specifieke werkingsmechanismen.

Bioassays zijn experimenten waarbij in het laboratorium metingen worden gedaan van effecten op organismen tijdens of na blootstelling aan een (extract van een) te beoordelen milieumonster (water, bodem). De mate van effect is sterk afhankelijk van de beschikbaarheid van contaminanten in de bodem en van de gevoeligheid van het toetsorganisme.

Door middel van het toepassen van bioassays kan in een risicobeoordeling rekening worden gehouden met locatiespecifieke omstandigheden met betrekking tot de beschikbaarheid van toxische stoffen en de combinatiewerking van toxicanten. Bioassays meten een totaal effect van alle aanwezige stoffen en geven hiermee een belangrijke aanvulling op chemische analyses. Gevonden effecten kunnen in een risicobeoordeling worden gebruikt ter onderbouwing van in het veld waargenomen effecten (diagnose) en om effecten op het ecosysteem te voorspellen (prognose). Bioassays kunnen hiermee een waardevol instrument voor het uitvoerend beleid zijn. Selectiecriteria voor bioassays zijn opgesteld door o.a. de Gezondheidsraad (1991b) en door een SETAC-werkgroep (Hill *et al.*, 1994). In het kader van het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek is een aantal bioassays (verder) ontwikkeld met het oog op toepassingsmogelijkheden in Nederland, o.a. de ontwikkeling van sediment-bioassays, assays voor de beoordeling van gereinigde grond, en de ontwikkeling van bioassays met bodemmicro-organismen.

Tabel 3 geeft een overzicht van bioassays die in Nederland of in het buitenland worden gebruikt bij de beoordeling van verontreinigde (water)bodems.

Waterbodems

Bioassays zijn reeds uitgebreid toegepast bij het beoordelen van verontreinigde waterbodems. Het gaat om toetsen waarin organismen worden blootgesteld aan bodemmateriaal of daaruit geïsoleerd poriewater/elutriaat. Het type en aantal uit te voeren bioassays is sterk afhankelijk van de vraagstelling. Voor een snelle en goedkope screening waarbij het gaat om het identificeren van 'hot spots' of het prioriteren van verontreinigingsgevallen kan worden volstaan met één of meerdere kortdurende toetsen, zoals die met de bacterie *Photobacterium phosphoreum* of de zogenaamde 'tox-kits', waarbij kleine volumina poriewater of elutriaat kunnen worden getest.

Om de effecten van waterbodemverontreiniging aan te kunnen tonen zijn vaak ook langdurende, chronische bioassays noodzakelijk. Voor de organismen in deze bioassays worden extra selectiecriteria gehanteerd, zoals gevoeligheid, representativiteit van het organisme, blootstellingsroute en stof-specifieke kennis over dosis-effektrelaties. Er zijn inmiddels enkele internationaal gestandaardiseerde bioassays die breed kunnen worden toegepast. Voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems is in Nederland de meeste ervaring opgedaan met de watervlo-toets en de muggelarftoets en een toets met een fluorescerende bacterie. Met de uitvoering van deze bioassays worden twee relevante routes van blootstelling aan verontreinigingen in de bodem beoordeeld, respectievelijk via het poriewater en via ingestie van bodemmateriaal. De watervlo-toets heeft als voordeel dat het een gevoelige, internationaal erkende bioassay is, terwijl de muggelarftoets met een voor de waterbodem representatief bodemorganisme wordt uitgevoerd.

Naast bovengenoemde testen zijn er bioassays ontwikkeld met specifieke doelen. Voor het beoordelen van (risico's van) bioaccumulatie wordt een bioassay met wormen (tubificiden) toegepast. Er is toenemende aandacht voor bioassays die mutagene/genotoxische stoffen in de bodem detecteren, zoals de SOS-Chromotest (Kwan & Dutka, 1992) en een test met de bacterie *P. phosphoreum* (Mutatox; Johnson, 1993).

Er zijn ook bioassays ontwikkeld die stoffen met een dioxine-achtige of oestrogeen-achtige werking detecteren (Ankley *et al.*, 1991); recent worden in Nederland dergelijke toetsen eveneens ontwikkeld, zoals bijvoorbeeld de "chemical activated luciferase expression (CALUX)-assay" (Legler, 1994).

Ook voor zoutwaterbodems zijn in Nederland chronische toetsen ontwikkeld, zoals bioassays met de crustaceën *Corophium volutator*, *Bathyporeia sarsi* en de larven van de oester *Crassostrea gigas* en fertilisatie/ELS-toetsen met zeeëgeleieren (Stronkhorst *et al.*, 1995). Daarnaast zijn er kortdurende toetsen, zoals de reeds genoemde bacterie-toets met *P. phosphoreum* (zie Tabel 3) en "toxkits" met de rotifeer *Brachionus plicatilis* en de mariene crustacee *Artemia salina* als toetsorganisme (Snel & Persoone, 1989; Van Steertegem & Persoone, 1993).

Voor de toekomst kan een toenemende behoefte worden verwacht aan bioassays met organismen die representatief zijn voor specifieke te beschermen ecosystemen (bv. moerassen). Dit betekent dat voor verschillende taxonomische groepen of trofische niveau's de toepasbaarheid van bestaande toetsen voor het beoordelen van de waterbodempkwaliteit nog moet worden onderzocht (bv. de toetsen met waterplanten, nematoden en amfibieën). De toepasbaarheid van een bioassay hangt verder in sterke mate af van de onderliggende stofgerichte kennis. Om een gedegen interpretatie van de bioassayresultaten mogelijk te maken zijn soort- en stofspecifieke gegevens nodig van de toxiciteit van bodemverontreinigingen. Kennis over oorzaak-gevolg relaties in de veldsituatie is belangrijk bij beslissingen over bepaalde ingrepen, zoals sanering (prognose).

Er wordt naar gestreefd bioassays uit te voeren volgens internationaal gestandaardiseerde protocollen. Deze zijn slechts voor enkele assays vastgesteld, vooral als het gaat om de beoordeling van milieumonsters. In het algemeen is er dan ook nog steeds behoefte om bestaande technieken verder te standaardiseren en vast te leggen in internationaal geldende protocollen. Verder is er een aantal aandachtspunten voor methodologisch onderzoek, zoals sediment-bemonsteringstechnieken, methoden voor het bewaren van sediment, en onderzoek naar milieuchemische processen tijdens het testen met poriewater of sediment-watersystemen. Ook de controle van randvoorwaarden (pH, zuurstof, e.d.) en de invloed van modifierende factoren (pH, korrelgrootte, organisch koolstof, etc.) is voor sommige gevallen nog onvoldoende onderzocht.

Tenslotte wordt t.b.v. een beter begrip van de uitkomsten van bioassays onderzoek aanbevolen naar de veranderingen in beschikbaarheid van verontreinigingen tijdens het verouderen van sediment. Zo is uit onderzoek in min of meer stationaire situaties gebleken dat gehalten in poriewater in diepere bodemlagen ordes van grootte lager kunnen zijn dan op grond van de Equilibrium Partitie theorie wordt voorspeld (Ten Hulscher *et al.*, 1995). Er dient echter voor te worden gewaakt dat dit type gegevens meteen wordt veralgemeniseerd in termen van risico's voor organismen, ook in de toplaag. Enerzijds is onduidelijk of in een oude, maar dynamische toplaag dezelfde kwantitatieve afwijkingen van EP wel zijn terug te vinden (Den Besten, 1996). Anderzijds neemt bij lage poriewaterconcentraties het relatieve belang van andere blootstellingsroutes toe (Loonen, 1994). Verondersteld wordt wel dat de beschikbaarheid van sedimentgeassocieerde verontreinigingen in het maag-darm kanaal hoger is dan op basis van passieve partitie kan worden geschat.

Tabel 3: Voorbeelden van bioassays in Nederland en/of buitenland gebruikt voor de beoordeling van verontreinigde (water)bodems

Testorganisme - soort test	Belangrijkste kenmerken, effectparameters	Status BL = reeds toegepast in buitenland NL = reeds toegepast in Nederland 1,2,3 = status toetsontwikkeling*
Waterbodem - screeningstesten		
<i>Photobacterium phosphoreum</i> (Luminescerende bacterie; Microtox, Lumistox)	Testduur max. 30 min. in poriewater/elutriaat verdunningsreeks; parameter remming van de luminescentie	BL/NL/1 (Maas <i>et al.</i> , 1993)
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Rotifeer)	Testduur 48 h in poriewater/elutriaat verdunningsreeks; parameter overleving	BL/1 (Burton <i>et al.</i> , 1990; Persoone <i>et al.</i> , 1993)
<i>Thamnocephalus platyurus</i> (Zoetwatercrustacee)	Testduur 48 h in poriewater/elutriaat verdunningsreeks; parameter overleving	BL/3 (Centeno <i>et al.</i> , 1995)
<i>Daphnia magna</i> fluorescentietest (Watervlo)	Testduur ca. 1 h in poriewater/elutriaat verdunningsreeks; parameter enzymactiviteit/ fluorescentie	BL/1 (Janssen & Persoone, 1993; Hayes <i>et al.</i> , 1993)
Waterbodem - chronische testen		
<i>Lemna minor</i> (Kroos)	Testduur 14 dagen in elutriaat-verdunningsreeks; parameters groei/bedekkingsgraad	3 (Jenner & Janssen-Mommen, 1989, 1993)
<i>Selenastrum capricornutum</i> (Alg)	Testduur 3 dagen in poriewater/elutriaat-verdunningsreeks; parameters groei/celdichtheid	BL/NL/2 (Ahlf, 1985)
<i>Panagrellus redivivus</i> (Nematode)	Testduur 4 dagen in poriewater/elutriaat-verdunningsreeks; parameters overleving, groei en ontwikkeling	BL/3 (Ross <i>et al.</i> , 1989)
<i>Daphnia magna</i> (Watervlo)	Testduur 16-21 dagen in poriewater/elutriaat-verdunningsreeks; parameters overleving en reproductie	BL/NL/1 (Maas <i>et al.</i> , 1993)
<i>Hyalella azteca</i> (Vlokreeftje)	Testduur 7-29 dagen in sedimentwatersysteem; parameters overleving, groei, ontwikkeling en reproductie	BL/1 (Burton <i>et al.</i> , 1990)
<i>Chironomus riparius</i> (Muggelarf)	Testduur 28 dagen in sedimentwatersysteem; parameters overleving, larvale ontwikkeling	BL/NL/1 (Maas <i>et al.</i> , 1993; Van de Guchte <i>et al.</i> , 1995)
<i>Xenopus laevis</i> (Pad)	Testduur 4 dagen in poriewater/elutriaat; parameter teratogeniteit/misvormingen	BL/1 (Dawson <i>et al.</i> , 1988)

Early life stage test met <i>Brachydanio rerio</i> (Zebravis)	Testduur 7 dagen in poriewater/elutriaat-verdunningsreeks of sediment-watersysteem; parameters overleving en misvormingen tijdens larvale ontwikkeling	BL/NL/1 (Maas & Van de Guchte, 1990)
Landbodem -screeningstesten		
<i>Photobacterium phosphoreum</i> (Luminescerende bacterie; Microtox, Lumistox)	Testduur max. 30 min. in poriewater/elutriaat verdunningsreeks; parameter remming van de luminescentie	BL/NL/1 (DECHEMA, 1995)
Landbodem - chronische testen		
<i>Lactuca sativa</i> (Sla) en andere planten	Testduur 4 dagen in eluaat, 2-4 weken in bodem; parameters wortel- en spruitgroei	NL/3 (Kamerman & Van Gestel, 1991)
<i>Colpoda steinii</i> (Protozo)	Testduur 1-2 weken in bodem; parameters overleving/reproductie	BL/3 (Forge <i>et al.</i> , 1993a,b)
<i>Folsomia candida</i> (Springstaart)	Testduur 4 weken in bodem; parameters overleving en reproductie	BL/NL/1 (DECHEMA, 1995)
<i>Eisenia fetida</i> (Regenworm)	Testduur 4 weken in bodem; parameters overleving, groei en reproductie	BL/NL/1 (Van Gestel <i>et al.</i> , 1992a,b)

* 1 = toets beschreven in internationale (concept) richtlijn

2 = toets beschreven in nationale (concept) richtlijn

3 = toets (al dan niet volledig) beschreven in literatuur

Single species bioassays geven een sterk vereenvoudigd beeld van de situatie in het veld. In werkelijkheid worden effecten van verontreinigingen bepaald door een combinatie van abiotische en biotische factoren. De laatste jaren is in het kader van lab- veld extrapolatie onderzoek uitgevoerd in mesocosms (Leeuwangh *et al.*, 1994) en zijn technieken ontwikkeld waarbij toetsorganismen in kooitjes worden uitgezet in het veld (Van de Guchte *et al.*, 1995). Dit onderzoek geeft meer inzicht in optredende effecten onder invloed van een toenemende complexiteit van stress-factoren.

Bioassays voor (water)bodemkwaliteit worden momenteel regelmatig ingezet bij de beoordeling van de actuele risico's van waterbodembodembodemverontreiniging (zgn. Nader Onderzoeken waarin de saneringsurgentie wordt bepaald: Mulder, 1993, 1994; Den Besten, 1993; Den Besten *et al.*, 1995), het verspreiden van baggerspecie (Stronkhorst *et al.*, 1995), en bij het beoordelen van reinigings- of verwerkingstechnieken van baggerspecie (Brils & Den Besten, 1995; Van der Velde *et al.*, 1993). Het gaat hier om zowel zoet- als zoutwaterbodems. De informatie van de bioassays wordt in het Nader Onderzoek gebruikt in combinatie met gegevens van veldinventarisaties en kennis van de toxiciteit van specifieke contaminanten (Van de Guchte, 1992).

Het gebruik van chronische toetsen in uitvoerend beleid is in het buitenland in het algemeen minder ver gevorderd dan in Nederland. In de U.S.A en Canada worden vooral kortdurende bioassay gebruikt voor een snelle screening, waarbij het hoofdzakelijk gaat om het identificeren van 'hot spots' op basis van acute effecten.

Landbodems

In Nederland zijn in het kader van het Speerpuntprogramma bioassays ontwikkeld met planten en regenwormen (Tabel 3). Een probleem bij het beoordelen van de effecten van bodemverontreiniging is dat bodemeigenschappen direct van invloed zijn op de prestaties (groei, reproductie) van planten en dieren. Daarom is het vaak nauwelijks mogelijk om een geschikte referentie te vinden voor een verontreinigde of gereinigde grond. Onderzoek naar de invloed van modificerende factoren (pH, korrelgrootteverdeling, eigenschappen van organisch materiaal etc.) is noodzakelijk voor de toepassing van bioassays voor de beoordeling van verontreinigde en gereinigde landbodems. Van Gestel et al. (1993b) gebruikten daarom een bioaccumulatie-bioassay, waarbij de gehalten van metalen in bioassay-organismen uit verontreinigde grond werden vergeleken met gehalten in organismen uit niet-verontreinigde gronden (vergelijk met wormen-accumulatiebioassay voor waterbodem).

In Nederland is nog weinig praktijkervaring opgedaan bij de toepassing van bioassays voor de beoordeling van verontreinigde en gereinigde landbodems. Toch zouden dergelijke toetsen voor de urgentiebepaling van verontreinigde bodems belangrijke aanvullende informatie kunnen leveren over de actuele blootstelling van bodemorganismen aan contaminanten. De basis-ingrediënten voor een adequate set bioassays worden aangereikt door een aantal Amerikaanse, Canadese en Duitse studies. Om pragmatische redenen (eenvoud, kosten, etc.) wordt zowel door de DEHEMA (1995) als door Keddy et al. (1992) en Warren-Hicks et al. (1992) gekozen voor combinaties van kortdurende toetsen. Voorbeelden van deze toetsen zijn een acute toets met regenwormen (*Eisenia fetida*) en de kiemremmingstoets met planten (*Lactuca sativa*). Daarnaast zijn er bioassays die worden uitgevoerd op eluaten van de verontreinigde grond, zoals de wortelgroei toets met *L. sativa*, en ook toetsen met watervlooien (*Daphnia magna* of *D. pulex*), algen (*Selenastrum capricornutum*) en vissen (*Pimephales promelas*). Deze bioassays zijn meestal gericht op het vaststellen van effecten op de overleving van de toetsorganismen. Hiermee wordt dus slechts een grove indicatie van het mogelijke risico verkregen. Voor wat betreft de bioassays met bodemorganismen wordt uitgegaan van bestaande toxiciteitstoetsen voor stoffen, in de veronderstelling dat die eveneens toepasbaar zijn als bioassay voor de beoordeling van milieumonsters. Aanvullende richtlijnen zijn echter vaak noodzakelijk, vooral met betrekking tot de voorbehandeling van de monsters en randvoorwaarden voor uitvoering van de assays. Voor een eenvoudige screening van monsters kan worden volstaan met één, of een beperkt aantal bioassay(s). Voor een definitieve beoordeling wordt door Keddy et al. (1992) een batterij bioassays aanbevolen, waarin ook subletale effecten worden bestudeerd op organismen, waarvoor nog geen gestandaardiseerde toxiciteitstoetsen beschikbaar zijn. Bij de uitvoering van bioassays is daar dan ook voortdurend aandacht voor nodig: gestandaardiseerde protocollen, zowel voor de bekende als voor de nieuw voorgestelde organismen.

Een belangrijk aspect is dat bioassays vaak worden toegepast op elutriaten of poriewater. Hierbij worden de bodemdeeltjes gescheiden van het poriewater of het uitschudmedium. De aanwezigheid van bodemdeeltjes kan de toxiciteit van de aanwezige stoffen echter modificeren, waardoor een bioassay op een eluaat tot een andere conclusie kan leiden dan wanneer deze wordt toegepast op de grond.

Dit wordt bijvoorbeeld geïllustreerd door Ahlf et al. (1993) in een bioassay met de bacterie *Bacillus cereus*. Ook de wijze van bereiding van eluaten kan de toxiciteit beïnvloeden: Forge et al. (1993a,b) rapporteren bv. een verschil in toxiciteit tussen water-extracten en CaCl₂-extracten voor de ciliaat *Colpoda steinii*. Ook deze factoren moeten goed worden begrepen, alvorens dit soort bioassays toepasbaar worden gemaakt voor het uitvoerend beleid.

4.4. Veldwaarnemingen

Een deel van het onderzoek naar de effecten van toxische stoffen in het milieu heeft zich gericht op meer fundamentele, vaak stofgerichte studies naar de werkingsmechanismen van toxische stoffen. Het toespitsen van veldonderzoek op doel- en processorten, die een indicatorfunctie vervullen voor het functioneren van ecosystemen, zal niet alleen een signalerende uitstraling hebben naar het preventieve beleid. Veldonderzoek wordt ook zeer bruikbaar geacht ter ondersteuning van het uitvoerend beleid, bijvoorbeeld om aan te tonen in hoeverre reeds aanwezige bodemverontreinigingen het aanwezige ecosysteem negatief beïnvloeden. Dit onderzoek kent een heel scala aan onderzoeksparameters, variërend van dichtheden van specifieke bodembewonende organismen tot enzym-activiteiten. Een eerste keuze daaruit voor diagnose en prognose ten behoeve van prioritering is, afhankelijk van de vraagstelling, goed te maken. Voor verdere operationalisering is het echter dringend noodzakelijk dat naast protocollen ook normaalranges en eenduidige beoordelingscriteria worden vastgelegd. Een probleem daarbij is dat geschikte referenties niet altijd voorhanden zijn. Onderbelichte onderzoeksvelden betreffen functionele parameters, adaptatie en natuurlijke selectie, en secundaire effecten. Beslist onvoldoende kennis is voorhanden voor het beantwoorden van specifieke vragen over risico's van lokale, vaak heterogene en diffuus verspreide (water)bodemverontreinigingen voor specifieke doelsoorten, processen en relaties tussen soorten in complexe levensgemeenschappen.

Veldwaarnemingen voor het preventief beleid

Het aantonen van negatieve effecten van toxische stoffen in de veldsituatie heeft in het verleden een duidelijk signalerende werking gehad voor de (water)bodemverontreinigingsproblematiek. Mede hierdoor is het veldonderzoek niet alleen ontwikkeld vanuit de ecologie, maar ook vanuit de toxicologie, fysiologie en de biochemie. Een deel van het onderzoek heeft zich gericht op meer fundamentele, vaak stofgerichte studies naar de werkingsmechanismen van toxische stoffen. Momenteel is er veel aandacht voor de vertaling van gegevens uit laboratoriumstudies naar de veldsituatie. Hierbij moet rekening worden gehouden met onder andere de omrekening van acute effecten naar chronische effecten, combinatiestress en verschillen in gevoeligheid tussen organismen in laboratorium en veld. Lab-veld extrapolaties worden bemoeilijkt door de vaak inconsistente opzet van het tot nu toe uitgevoerde onderzoek (Hamers *et al.*, 1996). Bij toekomstig onderzoek zal veel aandacht besteed dienen te worden aan de vertaalbaarheid van gegevens, bijvoorbeeld met het oog op de gekozen concentratieniveau's, het type bodem en de representativiteit van onderzochte soorten voor de veldsituatie.

Onderzoek naar simpele, maar betrouwbare parameters voor de beschrijving van de kwaliteit van ecosystemen is van groot belang. In het beleid worden biologische variabelen gebruikt die vanuit verschillende invalshoeken zijn ontwikkeld, zoals bijvoorbeeld natuurbeleidsplan vs. emissie-reductie doelstellingen voor stoffen. Met het doel om biodiversiteit te waarborgen zijn streefbeeld opgesteld (beschrijvingen van natuurlijke levensgemeenschappen zoals rivieren, bossen etc.) waarin zogenoemde *doelsoorten* worden genoemd.

Het beleid richt zich op het in stand houden of herstellen van dergelijke soorten, omdat die een bepaalde, soms functionele representativiteit dragen voor specifieke natuurtypen. Er zijn inmiddels twee methoden beschreven om tot een keuze van doelsoorten te komen (Ten Brink *et al.*, 1991; Bal *et al.*, 1995) Met *processoorten* tracht men hetzelfde te doen, maar dan op basis van soorten die een dominante inbreng in het totale functioneren van het systeem hebben. Specifieke key-functies in een ecosysteem worden beschreven aan de hand van *procesparameters* (zoals bioturbatie van de bodem), en tenslotte kunnen *life support system parameters* worden genoemd die de bijdrage van een levensgemeenschap aan doelen op mondiaal niveau tot uiting brengen (bv. het instandhouden van biogeochemische kringlopen).

In de ecologie is het onderzoek met name gericht geweest op het kunnen vaststellen of voorspellen van veranderingen in de structuur van het ecosysteem (structurele parameters). In verschillende rapporten is reeds opgemerkt dat meer onderzoek moet worden ontwikkeld op het gebied van functionele parameters, zoals primaire productie, afbraaksnelheden, intensiteit van kringloopprocessen etc. (Gezondheidsraad, 1991b; Eijsackers & Løkke, 1996). Ook kennis van ecosysteemparameters, zoals biomassa-verhoudingen in voedselwebben en turn-oversnelheden van voedselgroepen ontbreekt veelal. Een ander kennishiaat ligt op het vlak van de vertaling van effecten op individu-niveau naar effecten op populatie- of ecosysteem-niveau. Effecten op individu-niveau kunnen niet alleen sterfte of reproductiestoornissen zijn, maar ook subletale effecten zoals effecten op energiehuishouding, verminderde weerstand tegen ziekte en veranderingen in enzymactiviteiten. Voor het afleiden van normen voor de gehalten van verontreinigingen in de bodem in Nederland zijn uitsluitend toxiciteitsgegevens gebruikt die betrekking hebben op effecten van stoffen op de overleving en/of reproductie van toetsorganismen. Normen voor lipofiele stoffen kunnen gebaseerd zijn op het risico van doorvergiftiging in voedselketens. Informatie over subletale effecten wordt echter vrijwel niet gebruikt omdat de relatie tussen subletale effecten en uiteindelijke risico's voor populaties nog onvoldoende begrepen wordt. Het verdient aanbeveling om op dit terrein onderzoek te initiëren. Ook is nog onduidelijk hoe moet worden omgegaan met verschijnselen als adaptatie en genetische selectie. Deze aspecten kunnen zowel tot overschatting als onderschatting van de risico's op populatieniveau leiden.

Veldwaarnemingen in de beleidsuitvoering

Veldonderzoek wordt ook ingezet ter ondersteuning van het uitvoerend beleid, bijvoorbeeld om aan te tonen in hoeverre reeds aanwezige bodemverontreiniging(en) het aanwezige ecosysteem negatief beïnvloeden. Dit type veldonderzoek wordt momenteel gebruikt bij de beoordeling van verontreinigde waterbodems (Triade-onderzoek; Van de Guchte, 1992; Den Besten *et al.*, 1995). Andere toepassingsmogelijkheden zullen zich in de toekomst voordoen bij de beoordeling van de effecten van effluenten in ontvangende watersystemen. Daarnaast kan veldonderzoek worden ingezet om effecten van bepaalde ingrepen (bijv. natuurontwikkeling of herstelmaatregelen) te beschrijven en te voorspellen, of bij vragen rond de gebruiksmogelijkheden van gereinigde grond.

De volgende onderzoeksvelden werden door de Gezondheidsraad (1991b) als de meest relevante gezien:

- Inventarisatie van (groepen van) in de bodem levende organismen;
- Onderzoek naar het voorkomen en/of de gezondheid van indicator- en processoorten;
- Functionele parameters;

- Metingen van bioaccumulatie-niveau's en de beoordeling van doorvergiftigingsrisico's;
- - Biomarker-onderzoek;
- Adaptatie en genetische selectie
- Secundaire effecten

Deze selectie is nog steeds uiterst actueel.

Inventarisatie bodemlevensgemeenschappen

Inventarisatie van bodemorganismen levert informatie op over de soortsaanpak en dichtheden van bepaalde groepen van bodemorganismen. Het gebruik van parameters als soortsdiversiteit en soortsdichtheden om vervuilde bodems te beoordelen is pas mogelijk als er voldoende kennis (in de vorm van referentie- of normaalwaarden) bestaat over de opbouw van het ecosysteem in de niet-verontreinigde (referentie)situatie. Wanneer geen vervuilingsschaduw wordt gevonden, is men aangewezen op informatie over relatief schone referentielocaties elders. Er zijn onderzoeksprojecten uitgevoerd om referentiewaarden te verkrijgen (AquaSense, 1993; Eijssackers *et al.*, 1988); het is momenteel echter nog niet mogelijk om voor ieder type bodem referentiewaarden voor soortsdiversiteit en soortsdichtheden vast te stellen.

Indicator- en processorten

Met indicatorsoorten worden organismen bedoeld waarvan het voorkomen en functioneren een aanwijzing geeft over de effecten van bodemverontreiniging. Organismen kunnen worden beschouwd als indicatorsoort wanneer het organisme een gevoeligheid voor verontreinigingen vertoont die representatief is voor de gevoeligheid van het totale ecosysteem. Organismen kunnen (tevens) worden getypeerd als processort (ook wel: sleutelsoort) wanneer zij een essentiële rol in het ecosysteem vervullen. Het vinden van dergelijke indicator- of processorten is alleen mogelijk wanneer structuur en functioneren van het ecosysteem goed worden begrepen. Soms kunnen afgeleide parameters eenvoudig worden gebruikt. Bij het onderzoek aan nematoden wordt de opbouw van de populatie bijvoorbeeld door sommige onderzoekers beoordeeld aan de hand van de verhouding tussen de aanwezige soorten met een r- of een K-strategie. Voor landbodems is aangetoond dat van soorten nematoden die typische K-strategen zijn (lange levenscyclus, weinig nakomelingen) het populatieaandeel vermindert onder invloed van verschillende stressfactoren 'ten gunste' van typische r-strategen die met hun korte levenscyclus onder deze omstandigheden in het voordeel zijn. Deze effecten treden ook op als gevolg van blootstelling aan verontreinigingen (Bongers & Schouten, 1991), en daarmee zou dit een bruikbaar onderzoeksmodel kunnen zijn om de interactie van verschillende stressfactoren te onderzoeken. Het is onbekend of de samenstelling van de Nematodenpopulatie ook bruikbaar is voor de beoordeling van vervuilde waterbodems. Hoewel het duidelijk is dat ook macrofauna-soorten sterk kunnen verschillen in gevoeligheid (er wordt wel gesproken van specifieke storingssoorten die relatief ongevoelig zijn voor allerlei stressfactoren), is ook hier meer inzicht nodig in de complexe, interacterende processen om de invloed van verontreinigingen en andere stressoren daadwerkelijk te kunnen onderscheiden.

In veel studies wordt erop gewezen dat het huidige veldonderzoek zich nog onvoldoende richt op functionele parameters waarmee effecten op ecosystemen kunnen worden beoordeeld (Gezondheidsraad, 1994).

Ook de bruikbaarheid van veldmetingen van primaire productie, bioturbatie-activiteit of snelheden van afbraakprocessen in de bodem voor het beoordelen van effecten van bodemverontreiniging dient te worden onderzocht. Ook bijzondere relaties tussen organismen, zoals bv. de afhankelijkheid van macrofauna in de waterbodem van de activiteit van micro-organismen die het voedsel beschikbaar maken (Van de Bund, 1994), kunnen belangrijke parameters leveren voor het functioneren van een ecosysteem.

Bioaccumulatie

Bioaccumulatie wordt onderzocht op twee manieren:

- metingen van accumulatie-niveau's in organismen afkomstig uit de te onderzoeken locatie
- metingen van accumulatie-niveau's in dieren die gedurende een standaardperiode (in kooien) zijn uitgezet in de locatie (ook wel actieve biomonitoring genoemd).

Met de eerste methode kan een beeld worden verkregen van de actuele blootstelling van organismen in een verontreinigd gebied ten behoeve van een risicobeoordeling. Bij de beoordeling van de bioaccumulatie-niveau's kunnen de gehalten in eerste instantie vergeleken worden met die in organismen uit relatief schone locaties. Voor een risicoschatting worden de gehalten beoordeeld ten aanzien van de risico's voor doorvergiftiging in voedselketens. Hiertoe is een aantal methodieken ontwikkeld om toxiciteitsgegevens specifiek voor predatoren te vertalen naar normen voor bioaccumulatie-niveau's in verschillende typen voedsel (Ruys & Pijnenburg, 1991; Eys, 1992; Jongbloed *et al.*, 1994). Bovendien zijn er modellen ontwikkeld waarmee de doorgifte van contaminanten in voedselketens kan worden berekend (zie hfdst. 4.5.). Actieve biomonitoring kan worden gebruikt om verhoogde blootstelling van organismen in het veld aan te tonen. Voorbeelden hiervan zijn uithangproeven met mosselen, of in kooien uitgezette vissen.

Biomarkers

Biomarkers zijn biologische indicatoren, op fysiologisch of biochemisch niveau, voor de blootstelling van organismen aan toxische stoffen. Idealiter is een biomarker-respons specifiek voor een bepaalde groep van contaminanten, zoals bv. de acetylcholinesteraseremming als biomarker voor organofosfor bestrijdingsmiddelen. Biomarkers kunnen ook worden toegepast met het oog op de voorspelling en/of interpretatie van ecotoxicologische effecten. Een voorbeeld hiervan is het onderzoek naar de relatie tussen de inductie van mono-oxygenases in vogel-embryo's en het uitkomstpercentage van eieren verzameld in het veld. Hoewel internationaal gezien veel onderzoek wordt verricht op het gebied van biomarkers (Livingstone, 1991; Moore *et al.*, 1993) worden deze in Nederland nauwelijks toegepast. Net als bij de toepassing van bioassays wordt voorgesteld om met een combinatie van biomarkers een risico-karakterisatie uit te voeren. Belemmerend voor toepassing van biomarkers is dat nog betrekkelijk weinig inzicht bestaat in de invloed van modulerende factoren, zowel biotisch (geslacht, leeftijd, reproductieve periode, etc.) als abiotisch (temperatuur, pH, etc.), op de respons. Voor een goede interpretatie van biomarker-metingen is een dergelijk inzicht onontbeerlijk. Daarnaast is de relatie tussen biomarker-respons en effecten op individu- of populatieniveau nog onvoldoende bekend. Onderzoekingen op dit vlak in Nederland zijn tot nu toe beperkt gebleven tot vogels (Van den Berg *et al.*, 1994) of mariene organismen (Den Besten *et al.*, 1993; Everaarts *et al.*, 1994).

Adaptatie en genetische selectie

Het belang van het fenomeen adaptatie wordt in toenemende mate onderkend (Bengtsson, 1991; Guttman, 1994; Posthuma & Van Straalen, 1993; Van Straalen & Donker, 1994). Vooral wanneer er sprake is van langdurige blootstelling aan relatief lage concentraties verontreinigingen kan adaptatie een rol spelen, die soms ook genetisch wordt vastgelegd. Dit is bijvoorbeeld aangetoond bij springstaarten en pissebedden na jarenlange blootstelling aan bodemverontreiniging met metalen. Door deze aanpassing zijn organismen toch in staat te overleven in vervuilde gebieden. Het optreden van aanpassing kan, mits goed meetbaar, dan ook een aanwijzing zijn voor verontreiniging. Hiervan wordt o.a. gebruik gemaakt in de zgn. PICT methode (Pollution Induced Community Tolerance), waarin de tolerantie van algenpopulaties wordt gebruikt als een maat voor vervuiling (Blanck *et al.*, 1988). In een studie van Doelman *et al.* (1994) werd dit voor bodembacteriën onderzocht. Door Díaz-Raviña *et al.* (1994) werd recent een nieuwe methode gepresenteerd voor het aantonen van metaaltolerantie in bodembacteriën. Hierbij wordt de inbouw van thymidine gebruikt als maat voor de tolerantie. Volgens de auteurs kan deze methode goed gebruikt worden voor het bepalen van het effect van metalen op bacterie-populaties in de tijd. Hiermee lijkt het een veelbelovend instrument, dat ook voor biomonitoring gebruikt kan worden. De negatieve consequenties van adaptatie en/of genetische selectie, kunnen zich manifesteren in verminderde weerstand van een organisme of populatie voor andere vormen van stress. Ook waarnemingen van dergelijke effecten zijn relevant voor een risicobeoordeling van bodemverontreiniging.

Secundaire effecten

In de uitvoering van veldonderzoek voor risico-analyses dienen ook secundaire effecten te worden beoordeeld. Dit onderwerp stond centraal tijdens een speciaal symposium van SETAC Houston in 1993 en in Nederlandse workshops (Kammenga & Schobben, 1994; Van Straalen & Løkke, 1996). Bij secundaire effecten gaat het om de verstoring van specifieke ecologische relaties, zoals predator-prooi-, gastheer-parasiet- en plant-mycorrhiza-relaties. Secundaire effecten kunnen ook optreden als gevolg van verschillen in capaciteit en/of mogelijkheid van soorten om te rekoloniseren tijdens het herstel na opgetreden primaire effecten (Leeuwangh *et al.*, 1994). Omdat in sommige gevallen het voortbestaan van een ecosysteem afhangt van specifieke relaties tussen organismen, is het van belang om onderzoek op dit terrein te betrekken in risicobeoordelingen van bodemverontreiniging.

4.5. Effectmodellen

Statistische modellen voor de extrapolatie van soortgevoeligheden geven op een snelle manier inzicht in de gevoeligheid van soorten voor veel toxische stoffen. Bij een aangetoonde toxische concentratie voor laboratoriumsoorten blijft echter ongedefinieerd welke soorten in het veld schade ondervinden en welke niet, en hoe ernstig dit is. Bioaccumulatiemodellen kunnen, door de relatieve eenvoud van de beschreven processen voor verschillende soorten organismen worden toegepast, zij het met een hoge geassocieerde onzekerheid en een onduidelijke definiëring van het ecologische effect. Modellen voor de effectvoorspelling op het niveau van de populatie integreren relevante populatieprocessen als groei, reproductie en sterfte met de toxicokinetiek. Ook bij dit type modellen is het schatten van parameters voor aandachtssoorten in het milieubeleid echter problematisch.

Procesgeoriënteerde modellen bieden meer mogelijkheden ter interpretatie van standaard toxiciteitstoetsen en extrapolatie naar andere soorten. Daarnaast kunnen de op deze wijze gegenereerde procesparameters worden gebruikt in oecosysteemmodellen. Belangrijke vernieuwingen in de toekomst zijn juist gelegen in het in elkaar schuiven van bestaande modelbenaderingen.

Het belangrijkste onderscheid tussen effectmodellen voor waterbodem en bodem is welke ecologische of ecotoxicologische aspecten worden bestreken door het model:

- extrapolatiemodellen ter berekening van het percentage onbeschermden soorten in het laboratorium of in het veld,
- bioaccumulatiemodellen voor (doel)soorten, voedselketens en voedselwebben in het laboratorium of in het veld,
- effectmodellen voor (doel)soorten, voedselketens en voedselwebben met aandacht voor subpopulaties en habitatkwaliteit, verschuivingen in dichtheden tussen functionele groepen in het veld als gevolg van stoffen, etc.

In principe kan elk ecotoxicologisch model op twee verschillende wijzen doorgerekend worden:

- de scenario berekening, waarin ontwikkelingen in de toxische belasting van het systeem (historisch, huidig en toekomstig) worden geëvalueerd op hun effecten ('heen');
- de normstellende berekening, waarin gewenste, of toegestane, effecten worden teruggerekend naar gewenste, of toegestane emissies, of omgevingsconcentraties ('terug').

Hieronder wordt voor de drie verschillende categorieën modellen geschetst welke ontwikkelingen hebben plaatsgevonden en welke perspectieven dit biedt voor risicoanalyse en normstelling.

Extrapolatiemodellen

Beschikbare extrapolatiemodellen zijn relatief eenvoudige statistische modellen voor de verschillen in gevoeligheid tussen biologische soorten voor een toxische stof. Gangbare maten voor deze gevoeligheden zijn de LC_{50} en de NOEC. De statistische benadering is uitgewerkt door Kooijman (1987), Van Straalen en Denneman (1989), Wagner en Løkke (1991) en Aldenberg en Slob (1993). De basishypothese is dat de toxicologische gevoeligheidsparameters voor verschillende laboratoriumsoorten, na logaritmische transformatie uit een symmetrische kansverdeling komen: de normale verdeling of de logistische verdeling. Hieruit wordt de zgn. HC5 (Hazardous Concentration voor 5% van de soorten) geschat. In geval van kleine datasets is het aangeven van de betrouwbaarheid van de schatting essentieel (Aldenberg, 1993). Een verbetering van de extrapolatie is het aangeven van een betrouwbaarheidsinterval van de HC5. Een recente ontwikkeling is een schatting van de veiligheidsfactor voor concentraties van stoffen in het voer van vogels en zoogdieren met minder dan 4 toxiciteitsgegevens (Luttik en Aldenberg, 1995).

De belangrijkste punten van kritiek op de methode (Forbes en Forbes, 1993; Smith en Cairns, 1993) zijn:

wat is de onderbouwing voor de hypothese dat de verdeling van gevoeligheden van testsoorten in het laboratorium overeenkomt met die van de gevoeligheden in het veld, en in welke ecosystemen dan?

- is het mogelijk dat belangrijke, (aandachts)soorten juist in het onbeschermd deel van de verdeling zitten?

- zelfs als daar aanwijzingen voor zijn, welke ondersteuning is er voor de hypothese, dat het functioneren van die ecosystemen dan is gewaarborgd?

De toxicologische informatie betreft gevoeligheid van soorten, en niet van ecosystemen. Er zijn aanwijzingen dat de ecosysteemstructuur in de zin van soortensamenstelling gevoeliger is voor toxische stoffen dan het functioneren van het betreffende ecosysteem (Brock et al. 1993).

Indien dit algemeen geldt, zou soortbescherming de functie van het ecosysteem waarborgen.

De overige kritiek heeft betrekking op de overdracht van laboratorium naar veld en zijn bij de huidige stand van kennis niet weerlegbaar. Smith en Cairns (1993) doen een aantal aanbevelingen voor verder (nieuw) onderzoek. De trend aangegeven door Van Leeuwen (1990), om een taxonomisch/ functioneel brede(re) set van testsoorten standaard mee te nemen is duidelijk te motiveren vanuit een ecologische optiek. De HC5 methode is uitstekend toepasbaar voor de bepaling van de Hazardous Concentration voor 5% van een ecologisch/taxonomisch gezien zo breed mogelijke set van (standaard-) laboratoriumtestsoorten. De claim dat deze concentratie geldt voor alle soorten van levensgemeenschappen kan beter achterwege worden gelaten.

Door Van Straalen en Denneman (1989) is ook de 'heen' methode aangegeven: het schatten van het percentage onbeschermd (lab-)soorten bij gegeven omgevings- of testconcentratie. Hierbij is de effectvariabele dus het onbeschermd percentage soorten, of zoals in bovenstaande interpretatie, het onbeschermd percentage van een vastgestelde, taxonomisch/ functioneel zo breed mogelijke set testsoorten. Een correcte puntschatting wordt gegeven in het computerprogramma E_7X (Aldenberg, 1993). Er zijn vergaand uitgewerkte plannen om het percentage onbeschermd (lab)soorten bij huidige en toekomstige omgevingsconcentraties te gaan schatten voor gebieden in Nederland (Van de Meent, pers. meded.).

Bioaccumulatiemodellen

Toxische stoffen kunnen door organismen direct worden opgenomen uit het milieu en/of via assimilatie uit voedsel. In het kader van de doorvergiftigingsproblematiek (Luttik et al., 1992; Gezondheidsraad, 1993) zijn een aantal modellen ontwikkeld waarin de blootstelling via de voedselketen wordt geschat m.b.v. Bioconcentratiefactoren (BCF's; Romijn et al. 1993, 1994; Van de Plassche, 1994). BCF's kunnen sterk beïnvloed worden door bodemfactoren als pH en organisch stofgehalte. De accumulatie vanuit sediment en zwevende stof is vaak goed te voorspellen met de Equilibrium Partitie theorie (Hendriks et al., 1995). BCF's van terrestrische soorten zijn in het algemeen afhankelijk van de verontreinigingsgraad en de samenstelling van de bodem (Elbers en Traas, 1992), maar vaak is niet bekend welke bodemparameters en biologische parameters verantwoordelijk zijn voor de BCF variatie. Bij voldoende empirische onderbouwing (Ma et al. 1983, 1991) kunnen gedetailleerdere modellen worden opgesteld, zoals bijvoorbeeld is gedaan door Ma & van der Voet (1993) voor de opname van Cd door spitsmuizen via regenwormen.

Bij de beoordeling van de risico's van de blootstelling via het voedsel zijn twee benaderingen gebruikelijk:

- (a) De veilig geachte blootstellingsconcentratie voor vogels en zoogdieren wordt berekend met extrapolatiemethoden naar analogie van het berekenen van de HC5 voor bodemorganismen. (Romijn et al., 1993, 1994; Jongbloed et al., 1995).

- (b) De veilig geachte blootstellingsconcentratie wordt berekend op basis van concentraties in doelwit-organen of -weefsels (Elbers & Traas 1992; BKH, 1993; Ma & van der Voet, 1993; Gorree et al., 1995).

Onzekerheid in de berekening van de voedselblootstelling middels BCF's is voornamelijk te wijten aan een groot gebrek aan informatie over de gevoeligheid van veel aandachtsoorten en doelsoorten van het milieubeleid (Traas et al., 1995a). De gevoeligheid van hogere organismen voor toxicanten wordt vaak beoordeeld met behulp van *in vitro* onderzoek aan enzyminductie, enzyminhibitie en andere fysiologische en cellulaire parameters (Gezondheidsraad, 1995b). Het is echter nog niet duidelijk hoe subletale effecten op individuen, bijv. enzym-inhibitie door organofosfaten (Hill & Mendenhall, 1980), vertaald moeten worden naar effecten op populaties. Bij overschrijding van de kritieke orgaanbelasting (b) bestaat er risico voor het individu, maar de consequenties voor de populatie zijn nog onduidelijk.

De ontwikkeling van effectvoorspelling richt zich momenteel op het ontwikkelen van relatief eenvoudige proces-georiënteerde modellen, uitgaande van letale interne concentraties. Dit concept is ontwikkeld voor niet-polaire, narcotische stoffen met een niet specifiek werkingsmechanisme en is daardoor makkelijk generaliseerbaar voor een grote groep stoffen. De interne verdeling van deze stoffen over structurele biomassa, vet en overige weefsels is essentieel ter verklaring van verschillen in gevoeligheid tussen organismen (Kooijman & van Haren, 1990; Lassiter & Hallam, 1990; Kooijman & Bedaux, 1995). Toxiciteitstoetsen kunnen worden geherinterpreteerd in termen van letale lichaamsconcentraties om zodoende te extrapoleren naar meer stoffen en of meer organismen (Vaal en Hoekstra, 1995). Het voordeel van deze methodes is dat de geschatte modelparameters onafhankelijk zijn van de blootstellingsduur en daarom makkelijker gegeneraliseerd kunnen worden voor risicobeoordeling. Een verkennende studie heeft aangegeven dat deze werkwijze goed toepasbaar is op persistente stoffen met een narcotiserende werking, maar dat schattingen voor afbreekbare, aspecifiek werkende stoffen pas mogelijk zijn wanneer meer experimentele gegevens beschikbaar komen (Hendriks, 1995a,b).

Ecosysteemmodellen

Ecosysteemmodellen zijn abstracties van werkelijke ecosystemen waarmee getracht wordt effecten van toxische stoffen op structuur en/of functie van ecosystemen te voorspellen. Hierbij spelen de interacties tussen (groepen van) soorten een belangrijke rol. Deze interacties worden geacht van belang te zijn voor het functioneren van veel populaties van organismen, omdat hun 'succes' met name afhangt van de beschikbaarheid van voedsel en de mate waarin sterfte optreedt als gevolg van predatie. Trofische interacties vormen tevens de basis van belangrijke componenten binnen de ecologische kringlopen, zoals de afbraak van organische stof in de bodem en de mineralisatie van nutriënten. Trofische interacties kunnen beïnvloed worden door de toxische stof (Suter, 1993) en daardoor leiden tot een verstoring van het functioneren van het ecosysteem. De directe toxische effecten zijn het gevolg van opname van een toxicant in het bloed of weefsels van organismen. Interacties tussen soorten kunnen leiden tot verschuivingen in dichtheden en biomassafluxen, die niet meer verklaard kunnen worden uit de directe effecten van de stof op individuele soorten alleen. Op het niveau van de levensgemeenschap kunnen de directe toxische effecten op populaties dus leiden tot indirecte effecten bij andere populaties.

Soorten in voedselwebben kunnen worden geaggregeerd in functionele groepen; gedetailleerd voor bodemfauna (De Ruiter et al., 1993; zie figuur 5) of globaler voor alle aanwezige taxa (zie bijv. Traas et al., 1995b). Het is niet eenvoudig aan te geven welk niveau van aggregatie volstaat voor het verklaren van effecten op ecosystemen (Van Wensem, 1996). De beschikbare data ter calibratie en validatie van het model bepalen welk detailniveau verlangd wordt, dan wel mogelijk is.

Daarnaast spelen pragmatische redenen een rol: bij het stijgen van het aantal soorten(groepen) wordt het steeds moeilijker om alle benodigde parameterwaarden te verzamelen en neemt de hanteerbaarheid van het model bij calibratie en validatie af.

Direkte en indirecte effecten van toxische stoffen op het ecosysteem kunnen doorgerekend worden wanneer een koppeling wordt gelegd tussen de concentratie van de stof in blootstellingsmedia (water, poriewater, voedsel) en deze biologische processen. Dit is de bottleneck bij het opstellen van deze modellen (zie ook Van Wensem, 1996).

In afwezigheid van bruikbare concentratie-effektfuncties moet een aanname worden gedaan om beschikbare LC50's te extrapoleren. In het CASM model (Bartell et al., 1992) werd de stof verondersteld te werken volgens het 'General Stress Syndrome' (GSS). Hierbij neemt de groei van de populatie af door een verlaging van de opname en groei en een verhoging van respiratie en of predatie, net als in het van CASM afgeleide LERAM model (Hanratty & Stay, 1994). De vertaling van de laboratorium LC50's naar de effecten in het LERAM model bleek problematisch, omdat de voorspelde biomassa van functionele groepen tot wel 400% kon afwijken van de gemeten biomassa.

In de microcosmos-experimenten van het Staring Centrum (SC-DLO) zijn de directe en indirecte effecten van het insecticide chlorpyrifos bepaald en zijn acute LC50 toetsen verricht met soorten uit de microcosmos (Van Wijngaarden, 1993). De resultaten van deze experimenten werden gebruikt in het CATS-4 effectmodel voor deze microcosmos experimenten (Traas et al., 1995c). Het bleek dat de directe effecten op functionele groepen van een eenmalige toediening van chlorpyrifos goed werden voorspeld op basis van de dosis-respons relaties voor acute mortaliteit.

De indirecte effecten op functionele groepen die niet gevoelig zijn voor chlorpyrifos werden kwalitatief goed voorspeld, maar het exakte verloop van het effect in de tijd minder nauwkeurig. Zowel theoretische als experimentele studies naar dergelijke indirecte effecten laten zien dat deze effecten zowel qua omvang als richting moeilijk voorspelbaar zijn (Paine, 1980; Yodzis, 1988; Van Breukelen en Brock, 1993; De Ruiter et al., 1994; Jak et al., 1994).

Gecombineerde effectmodellen bevatten terugkoppelingen tussen de interne concentraties op fysiologische processen van de populatie of functionele groep. In de eutrofiëringsmodellen is een dergelijke benadering reeds geruime tijd gangbaar (o.a. Janse et al., 1992). In de ecotoxicologie is een groeiende hoeveelheid literatuur waarin deze relaties worden bestudeerd (zie bijv. Hopkin, 1990; Vaal & Hoekstra, 1994; Kooijman & Bedaux, 1995), maar slechts zeer weinig ecosysteemmodellen waarin deze kennis verwerkt is. Bartell et al. (1992) maakten het 'Integrated Fate and Effects Model (IFEM).

(Volgende pagina)

Figuur 5. Diagram van een bodemvoedselweb zoals dat is vastgesteld voor de akkers van proefboerderij de Lovinkhoeve (Noordoostpolder, NL). (Bron: De Ruiter et al., 1993, 1995)

A. Kwalitatieve beschrijving die de aanwezigheid van functionele groepen en hun trofische interacties aangeeft. **B.** Materiaal-transport-beschrijving van het voedselweb, waarin de dikte van de pijlen de bijdrage van de interacties aan de N-mineralisatie weergeeft ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}$). **C.** Effekt van verandering in de sterkte van een interactie (over het traject van 0 tot twee maal de oorspronkelijke waarde) op de stabiliteit van het systeem (in de kans dat het systeem instabiel wordt).

voor PAK in aquatische ecosystemen. Zij postuleerden daarin een verband tussen de berekende body-burden en de gemeten groeiremming in bioassays, waarmee een maximaal acceptabele belasting werd uitgerekend voor 25 en 50% daling in jaarlijkse visproductie. De regressievergelijkingen hiervoor bevatten echter parameters zonder biologische betekenis waardoor het gebruikte concept moeilijk te valideren is.

Een ander aspect van effecten op een ecosysteem behelst de stabiliteit en het herstelvermogen. Vaak is aangenomen dat stabiliteit gekoppeld is aan de biologische diversiteit binnen het systeem, omdat de stabiliteit bepaalt of de (vaak talrijke) soorten naast elkaar kunnen blijven bestaan. Studies naar de mate waarin verstoringen kunnen leiden tot aantasting van de stabiliteit en herstelvermogen van het bodemecosysteem leveren vooralsnog een onvoorspelbaar beeld op (Paine, 1980; De Ruiter et al., 1995). Modelleren van de effecten van verstoring van de afzonderlijke trofische interacties op de stabiliteit van bodemvoedselwebben laat zien dat verstoring van sommige interacties een veel groter effect heeft op de stabiliteit dan andere interacties (Figuur 3c). Verder bleek dat het belang van de interacties voor de stabiliteit niet afgelezen kan worden aan de mate waarin de desbetreffende interactie bijdraagt aan de energie- en nutriëntencycli in het systeem (vergelijk Figuur 3b en 3c). Goede kennis van deze patronen (Pimm et al, 1991), en van de wijze waarop verontreinigingen kunnen leiden tot verstoring van deze patronen, lijkt de aangewezen weg om te komen tot een wetenschappelijk verantwoord beoordelingskader. Het functioneren van de levensgemeenschap (als ecologische entiteit) staat hierbij centraal, in plaats van op het niveau van individuen of populaties.

Bij het toepasbaar maken van effectmodellen voor risicobeoordeling van stoffen in ecosystemen mag een expliciete, kwantitatieve behandeling van onzekerheden eigenlijk niet ontbreken. Het uiteindelijke geschatte effect van de stof kan deterministisch worden uitgerekend waarbij men er vanuit gaat dat alle modelinvoer exact bekend is. In werkelijkheid kent men veel modelinvoer slechts bij benadering, en moet daarom het eindresultaat de onzekerheid in de modelinvoer weerspiegelen. In deze filosofie (Bartell et al., 1992) refereren de berekende risico's dus altijd aan een kans op het ongewenste effect. Deze methodiek is toegepast in de IFEM, LERAM en CATS modellen. Bij een bepaalde omgevingsconcentratie wordt in deze modellen de kans voorspeld dat er effecten of bepaalde concentraties worden bereikt (de 'heen'berekening). Omgekeerd (de 'terug'berekening) kan ook de kansverdeling worden berekend van omgevingsconcentraties waarbij een grenswaarde wordt bereikt (Traas et al., 1995c), bijvoorbeeld 5% biomassaverandering. Het specificeren van de modelonzekerheid, essentieel voor het berekenen van het risico van een toxische stof, kan inzichtelijk maken waar de grootste kennishiaten liggen en wat de invloed is van inherente variatie in blootstelling, soortgevoeligheid en abiotische condities op ecologische risico's.

5. A Way Forward

De afgelopen 10 jaar heeft de ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde bodems en waterbodems enkele belangrijke impulsen gekend. Te noemen zijn onder andere de realisatie van een op risicoschattingen gebaseerd systeem om te komen tot milieukwaliteitsdoelstellingen (normen), het tot stand komen van een op risicoschattingen gebaseerd systeem voor de urgentiebepaling van bodem- en waterbodemsaneringen, en de uitvoering van het stimuleringsprogramma SPBO (Speerpuntprogramma Bodemonderzoek). Ook meer technologisch georiënteerde onderzoekprogramma's, zoals POSW (Programma Onderzoek Sanering Waterbodems), blijken bij de evaluatie gebruik te maken van ecotoxicologische beoordelingsmethodieken.

Door deze impulsen is een aanzienlijke inspanning geleverd over de hele breedte van het ecotoxicologische werkveld, en kan worden geconstateerd dat Nederland zowel in de effectgerichte onderbouwing van normen en enkele regelgevingen, alsook in de resultaten van het wetenschappelijke strategisch en beleidsvoorbereidende onderzoek een prominente plaats inneemt in de internationale kennis- en beleidsontwikkeling op dit gebied.

Momenteel is echter een belangrijke trendbreuk gaande. Ondanks de inspanningen zijn nog aanzienlijke hiaten in kennis gesignaleerd. Hiaten, die voortkomen uit verdergaande differentiëring en specificering van beleid, en uit vragen vanuit de beheerspraktijk die daaraan uitvoering geeft.

Stagnatie in de kennisontwikkeling en de implementatie daarvan leidt onherroepelijk tot achteruitgang: de nog bestaande onzekerheden zullen, wanneer deze niet verder worden gereduceerd, het vertrouwen in het omgaan met risico's niet ten goede komen.

Financiële stimuleringssteun voor een programma als het SPBO is echter vrijwel beëindigd, en de overheid beperkt zich tot het presenteren van een signalerend overzicht waarin reguliere activiteiten op een rij zijn gezet.

De overheidsinstituten zelf zetten vooral in op enkele integrerende activiteiten ten behoeve van beleidsevaluaties (WaterSysteemVerkenningen, RWS) en meer scenario-georiënteerde studies (MilieuToekomstVerkenningen/MilieuBalans, VROM).

Vanuit het werkvloer-niveau zijn er initiatieven tot een betere afstemming en aansluiting van onderzoek op het gebied van de aquatische ecotoxicologie (SC-DLO, RIZA, RIVM). Doordat de financiële stimulering grotendeels is gestopt zijn de mogelijkheden voor universiteiten en GTI's om daarbij aan te sluiten echter zeer beperkt. Ook een nieuw programma Systeemgericht Ecotoxicologisch Onderzoek zal slechts ten dele op de huidige kennishiaten kunnen inspelen, en beperkte mogelijkheden bieden voor universiteiten; voor de overheidsinstituten lijkt het vooral om een reallocatie van middelen te gaan.

Door beter georkestreerde activiteiten richting internationale instellingen (EU, OECD, Wereldbank) kan wellicht een iets betere toegang tot subsidiemogelijkheden worden gerealiseerd. De ervaring leert echter dat ook daar de inspanning voor fondswerving niet altijd opweegt tegen de financiële steun die vervolgens wordt verkregen.

Een uitermate belangrijk aandachtsveld de komende tijd is de daadwerkelijke implementatie van verworven ecotoxicologische kennis, methoden en technieken in de lokatiegerichte beleidsuitvoering.

Het is echter vooral het implementatie-onderzoek dat tussen wal en schip zit: de beheerspraktijk wil eerst zien welke consequenties verbonden zijn aan het gebruik van kennis, die weliswaar wetenschappelijk onderbouwd is, maar die nog niet voldoende is uitgetest in pilot-projecten. De echte onderzoeksinstellingen staan hiervoor niet in de rij, de gebruiker ziet het nut van financiering vaak nog niet in, reguliere onderzoeksbudgetten van overheidsinstellingen zijn doorgaans niet toereikend voor onderzoek van deze omvang, en stimuleringsgelden ontbreken.

Het is niet denkbeeldig dat het stadium van daadwerkelijke implementatie in het geheel niet bereikt zal worden.

Naast doelgericht implementatie-onderzoek is het bij een invoeringstraject van een meer gestandaardiseerde risicobeoordeling van verontreinigde bodems en waterbodems van belang aandacht te besteden aan:

- kennisoverdracht naar en training van gebruikers;
- standaardisatie van protocollen in nationale en internationale guidelines;
- het operationaliseren daarvan bij adviesbureaus;
- het vastleggen van beoordelingscriteria in documenten met een beleidsstatus;
- het opstellen van 'tailor made' decision support systems die aansluiten bij bestaande regelgeving;
- strategisch en toegepast onderzoek op aandachtsgebieden zoals genoemd in onderstaande samenvattingen van hoofdstuk 1-4, teneinde bestaande onzekerheden in de huidige risicoschatting en effectbeoordeling en -voorspelling verder te reduceren.

Juist de coördinerende en stimulerende rol van een onafhankelijk projectbureau kan de adequate invulling van een dergelijk programma ter verankering daadwerkelijk vormgeven.

Het is van groot belang dat, wil een verdergaande implementatie van ecotoxicologische risicobeoordeling in het bodem- en waterbodembeleid een kans van slagen hebben, op een termijn van 1 - 2 jaar een dergelijk verankeringsprogramma van de grond komt.

Samenvattingen hoofdstuk 1-4

Ecotoxicologische risicobeoordeling in breed perspectief

Het gebruik van ecotoxicologische basisgegevens is verankerd in generieke risicobeoordelingen van stoffen, voor toelating vooraf, en voor actuele beoordelingen van verontreinigde situaties achteraf. Naast gebruik van toxiciteitstoetsen en milieuchemische evenwichtstheorieën levert de ontwikkeling van kwantitatieve structuur-activiteitsrelaties (QSAR's) en kwantitatieve soortgevoeligheidsrelaties (QSSR's) instrumenten op om de enorme hiaten in kennis over de mogelijke effecten van velerlei stoffen op allerlei organismen gedeeltelijk te overbruggen. Voor meer lokatiegerichte, specifieke diagnoses en prognoses is inzicht in de biologische beschikbaarheid van stoffen, in opnameroutes door organismen en in de interacties tussen soorten onontbeerlijk. Modellen zijn hierbij bruikbare hulpmiddelen, maar behoeven nog vaak verificatie en validatie in de veldsituatie. Veldbiologische waarnemingen en bioassays blijven daarom dringend noodzakelijk, ook voor de diagnose van actuele risico's en effecten. Vanuit de beleidsvoorbereiding is duidelijk behoefte aan het zichtbaar maken van het relatieve belang van de invloed van toxische stoffen in multistress-situaties, waar ook vermesting, verzuring, verdroging en versnippering een belangrijke, zo niet tot op heden overheersende invloed hebben.

Aandacht voor ecotoxicologie in onderzoek(programmering) en milieubeleid

De afgelopen 10 jaar is de ecotoxicologische kennis aanzienlijk toegenomen. Deze kennis heeft reeds haar weg gevonden in de reductionistische invulling van het risicobeleid rond toxische stoffen. De laatste tijd zijn er echter ook aanvullende pleidooien te horen voor een meer holistische, ecosysteemgerichte benadering. Ontwikkeling van beleidsindicatoren en bijhorende monitoringprogramma's geven op zich al aan dat meer ruimte voor integratieve waarnemingen in de veldsituatie gewenst is. Die dienen dan ook met voldoende wetenschappelijke onderbouwing te kunnen worden geïnterpreteerd. Een integrale aanpak is gewenst, maar vormt niet de enig noodzakelijke weg in ons omgaan met de risico's van toxische stoffen: ook een sectorale aanpak, bijvoorbeeld het brongerichte emissie-reductiebeleid, kan effectief tot resultaten leiden.

Ecotoxicologische inbreng in het (water)bodembeheer

Het gebruik van generieke, landelijk geldende normen is niet altijd toereikend voor het beantwoorden van typisch lokale beheersvragen. Daardoor is de vraag naar verdere differentiatie in het omgaan met die normen toegenomen.

Gefaseerde of modulair opgebouwde beoordelingssystematieken maken het tegenwoordig mogelijk de operationele ecotoxicologische kennis en technieken optimaal te benutten. Toepassingsmogelijkheden liggen vooral in de locatie-specifieke beoordeling voor de diagnose en prognose van actuele risico's en effecten van toxische stoffen, en in monitoringprogramma's voor signalering en de evaluatie van beleidsdoelstellingen.

Waar het grotendeels aan ontbreekt zijn beslismodellen, waarin bij het vaststellen van prioriteiten en maatregelen daadwerkelijk rekening wordt gehouden met de ecotoxicologische informatie. Om weerstanden bij het gebruik van nieuwe, complexe beoordelingsmethoden en technieken zoveel mogelijk te voorkomen, verdient het implementatietraject meer aandacht dan het tot nu toe heeft gekregen. Achterliggende kennis over de biologische beschikbaarheid van stoffen onder lokale condities, en over de variatie in gevoeligheid tussen (doel)soorten, moet breder toegankelijk worden gemaakt om daarvoor een blijvend draagvlak te vinden.

Het ecotoxicologische kennisveld

Bij de ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde bodems en waterbodems wordt kennis toepasbaar gemaakt vanuit de disciplines: (milieu)chemie, ecologie en (eco)toxicologie. Tegelijkertijd worden waarnemingsmethoden ontwikkeld en geoptimaliseerd en worden integrerende modellen opgesteld en gecalibreerd. Tezamen vormen deze de operationele basisinstrumenten voor de uitvoering en verdere implementatie van risicobeoordelingsmethoden. In vijf paragrafen wordt een kritisch overzicht gegeven van de 'stand der techniek' voor de diagnose en prognose van effecten van (water)bodemverontreinigingen. Naast de weergave van beschikbare kennis worden hiaten gesignaleerd, die richtinggevend aan een verdere onderzoekprogrammering kunnen zijn.

- Biologische beschikbaarheid

De biologische beschikbaarheid van stoffen in bodem en waterbodem wordt vooral bepaald door de in het poriewater of bodemvocht opgeloste fractie. Dit vormt de basis voor de zogenaamde evenwichtspartitie-theorie, die er vanuit gaat dat voor de meeste (water)bodemorganismen de interne blootstelling goed voorspeld kan worden vanuit de concentraties in de waterfase (het bodemvocht of poriewater).

Een tweede aanname is dat er sprake is van een thermodynamisch evenwicht tussen de concentraties van een stof in de (water)bodem, het poriewater en het organisme. Geconcludeerd wordt dat deze theorie nog de nodige beperkingen en onzekerheden kent, o.a. door het optreden van niet-evenwichtssituaties, onzekerheden in de schatting van de concentratie in het poriewater met standaard partitievoëfficiënten, en het feit dat soms sprake is van een aanzienlijke opname langs andere routes. Dit geldt zowel voor organische chemicaliën als voor metalen. Nagegaan moet worden in hoeverre het interne-dosis concept een aantal van de onzekerheden in het kwantificeren van de blootstelling kan wegnemen.

Kennishiaten: geldigheidsgebied Equilibrium Partitie theorie, niet-evenwichtssituaties, lab-veld extrapolatie (o.a. aging, olie), biologische beschikbaarheid metalen, gedrag niet-traditionele chemicaliën, interne dosis concept.

- Toxiciteitstoetsen

Voor het beoordelen van de toxische effecten van stoffen op organismen uit bodem en waterbodem is een redelijk pakket toetsen of ontwerp-toetsrichtlijnen beschikbaar. Internationale standaardisatie daarvan verdient echter meer aandacht. Voor het gebruik van laboratorium-toxiciteitsgegevens voor het voorspellen van risico's voor organismen in de veldsituatie is meer inzicht nodig in de gecombineerde invloed van verschillende stressfactoren tegelijkertijd. Dat betreft zowel de inwerking van meerdere toxicanten bij lage concentraties, als de invloed van temperatuur, zuurstof, zuurgraad, saliniteit, bodemeigenschappen en dergelijke op het normaal functioneren van de toetssoorten én van de te beschermen soorten in de veldsituatie.

Kennishiaten: protocollen & ringtesten, experimentele randvoorwaarden, variatie in gevoeligheid water/waterbodem/bodem & zoet/zout, lab-veld extrapolatie (o.a. combinatie toxiciteit, multi-pele stress), extrapolatie individu > populatie, toxiciteit voor hogere organismen.

- Bioassays

Met bioassays kan een monster van water of (water)bodem worden beoordeeld op de werkelijke toxiciteit. Er is een toenemende belangstelling voor het gebruik van dergelijke toetsen, vooral omdat dit mogelijkheden biedt uitspraken te doen over actuele, lokatie- specifieke beschikbaarheid en risico's van stoffen. Omdat niet alle stoffen worden 'gezien' met een enkele assay, en omdat aan de andere kant bioassays vaak meer 'zien' dan hetgeen is af te lezen uit een beperkt aantal chemische analyses, is het van belang dat keuzesystemen worden ontwikkeld die duidelijk aangeven wanneer ze wel en wanneer ze niet zinvol kunnen worden toegepast.

Met een aantal bioassays is in Nederland voldoende ervaring opgedaan om er een meer prominente plaats aan toe te kennen als operationeel instrument in het uitvoerend beleid, voor de diagnose en prognose van actuele risico's. Protocollen en beoordelingscriteria daarvoor dienen eenduidig te worden vastgelegd.

Verdere ontwikkelingen betreffen het toenemend gebruik van kortdurende screeningstoetsen, zonodig aan extracten of concentraten van veldmonsters, en de gestage ontwikkeling van in vitro assays met bijv. cellijnen voor het detecteren van stofgroepen met verwante, specifieke werkingsmechanismen.

Kennishiaten: protocollen & ringtesten, meiofauna-assays, biomarkers, bodemeigenschappen als modifierende factoren, lab-veld extrapolatie (o.a. multipele stress, heterogene blootstelling), decision support systems, beoordelingscriteria & data-aggregatie.

- Veldwaarnemingen

Een deel van het onderzoek naar de effecten van toxische stoffen in het milieu heeft zich gericht op meer fundamentele, vaak stofgerichte studies naar de werkingsmechanismen van toxische stoffen. Het toespitsen van veldonderzoek op doel- en processorten, die een indicatorfunctie vervullen voor het functioneren van ecosystemen, zal niet alleen een signalerende uitstraling hebben naar het preventieve beleid. Veldonderzoek wordt ook zeer bruikbaar geacht ter ondersteuning van het uitvoerend beleid, bijvoorbeeld om aan te tonen in hoeverre reeds aanwezige bodemverontreinigingen het aanwezige ecosysteem negatief beïnvloeden. Dit onderzoek kent een heel scala aan onderzoeksparameters, variërend van dichtheden van specifieke bodembewonende organismen tot enzymactiviteiten. Een eerste keuze daaruit voor diagnose en prognose ten behoeve van prioritering is, afhankelijk van de vraagstelling, goed te maken. Voor verdere operationalisering is het echter dringend noodzakelijk dat naast protocollen ook normaalranges en eenduidige beoordelingscriteria worden vastgelegd. Een probleem daarbij is dat geschikte referenties niet altijd voorhanden zijn. Onderbelichte onderzoeksvelden betreffen functionele parameters, adaptatie en natuurlijke selectie, en secundaire effecten. Beslist onvoldoende kennis is voorhanden voor het beantwoorden van specifieke vragen over risico's van lokale, vaak heterogene en diffuus verspreide (water)bodemverontreinigingen voor specifieke doelsoorten en processen, en voor relaties tussen soorten in complexe levensgemeenschappen.

Kennishiaten: verificatie normstelling, zeggingskracht biomarkers, blootstellingsroutes en gevoeligheid doelsoorten, processorten & processen, extrapolatie individu > populatie, functionele ecosysteemparameters, secundaire effecten, herstel, multipele stress, monitoring strategieën & beoordelingscriteria.

- Effektmodellen

Statistische modellen voor de extrapolatie van soortgevoeligheden geven op een snelle manier inzicht in de gevoeligheid van soorten voor veel toxische stoffen. Bij een aangetoonde toxische concentratie voor laboratoriumsoorten blijft echter ongedefinieerd welke soorten in het veld schade ondervinden en welke niet, en hoe ernstig dit is. Bioaccumulatiemodellen kunnen, door de relatieve eenvoud van de beschreven processen, voor verschillende soorten organismen worden toegepast, zij het met een hoge geassocieerde onzekerheid en een onduidelijke definiëring van het ecologische effect. Modellen voor de effectvoorspelling op het niveau van de populatie integreren relevante populatieprocessen als groei, reproductie en sterfte met de toxicokinetiek. Ook bij dit type modellen is het schatten van parameters voor aandachtsoorten in het milieubeleid echter problematisch. Procesgeoriënteerde modellen bieden meer mogelijkheden ter interpretatie van standaard toxiciteitstoetsen en extrapolatie naar andere soorten. Daarnaast kunnen de op deze wijze gegenereerde procesparameters worden gebruikt in ecosystemmodellen. Belangrijke vernieuwingen in de toekomst kunnen juist gelegen liggen in het in elkaar schuiven van bestaande modelbenaderingen.

Kennishiaten: verificatie & validatie in de veldsituatie, niet-traditionele chemicaliën, stochastische benaderingen, decision support systems.

De geïndiceerde kennishiaten betreffen niet zozeer het schatten van potentiële risico's in relatie tot generieke normstelling, alswel het schatten en vaststellen van actuele risico's en effecten in de veldsituatie.

Het gaat daarbij om chronische belasting door blootstelling aan lage concentraties van vele stoffen, in combinatie met andere stress factoren. Daarin vervullen de extrapolatie van laboratoriumgegevens naar de reële veldsituatie (heterogene milieus, populaties van specifieke (aandachts)soorten, secundaire effecten), en verificatie in het veld zelf, een cruciale rol. Voor het realiseren van bruikbare decision support systems, maar ook voor het operationaliseren van 'nieuwe beleidsthema's', zoals biodiversiteit, critical loads, life support systems, e.d., is een vergaande integratie van milieuchemische, ecotoxicologische en ecologische expertise vereist.

6. Referenties

- Ahlf, W. (1985). Behaviour of sediment-bound heavy metals in a bioassay with algae: bioaccumulation and toxicity. *Vom Wasser* 65: 183-188.
- Ahlf, W., J. Gunkel & K. Rönnpagel (1993). Toxikologische Bewertung von Sanierungen. In: R. Stegman (ed.), *Bodenreinigung. Biologische und chemisch-physikalische Verfahrensentwicklung unter Berücksichtigung der bodenkundlichen, analytischen und rentlichen Bewertung*. Economica Verlag, Bonn, pp. 275-286.
- Aldenberg, T. (1993). *ETX 1.3a*. A Program to Calculate Confidence Limits for Hazardous Concentrations Based on Small Samples of Toxicity Data (Manual). Report no. 719102015, RIVM, Bilthoven.
- Aldenberg, T., & W. Slob (1993). Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotox. Environ. Safety* 25: 48-63.
- Ankley, G.T., D.E. Tilitt, J.P. Giesy, P.D. Jones & D.A. Verbrugge (1991). Bioassay-derived 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin equivalents in PCB-containing extracts from the flesh and eggs of Lake Michigan Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) and possible implications for reproduction. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1685-1690.
- Anonymus (1994). *Aanvullend Onderzoeksprogramma Ecotoxicologie*. Ministerie van VROM, Den Haag.
- Anonymus (1995a). *Signalerend Overzicht Ecotoxicologisch Onderzoek*. Ministeries van VROM, V&W & LNV, Den Haag.
- Anonymus (1995b). *Circulaire inwerkingtrekking saneringsregeling wet bodembescherming*. Ministeries van VROM en V&W, Den Haag.
- AquaSense (1993). *Biologische Typologie Zoete Waterbodems. Normaalwaarden voor biologische parameters*. Rapport nr. 92.0241, AquaSense/RIZA, Amsterdam.
- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest (1995). *Handboek natuurdoeltypen in Nederland*. Rapport nr. 11, IKC Natuurbeheer, Wageningen, pp. 408.
- Bartell, S.M., R.H. Gardner & R.V. O'Neill (eds). *Ecological Risk Estimation*. Lewis Publ., Boca Raton, 1992.
- Belfroid, A.C. (1994). *Toxicokinetics of hydrophobic chemicals in earthworms. Validation of the equilibrium partitioning theory*. Thesis, University of Utrecht.
- Bengtsson, G. (1991). Any niche for soil ecology in restoration of polluted soils. *Trends Soil Sci.* 1: 33-43.
- BKH (1993). *Methode voor de schatting van milieurisico's in de gelderse uiterwaarden*. Rapport nr. 2339J/G2, Adviesbureau BKH, Delft, pp. 85.
- Blanck, H., S.-Å. Wängberg & S. Molanders (1988). Pollution-induced community tolerance - a new ecotoxicological tool. In: J.J. Cairns and J.R. Pratt (eds.), *Functional testing of aquatic biota for estimating hazards of chemicals*. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 219-230.
- Bongers, A.M.T., & T. Schouten (1991). De Nematodengemeenschap als potentieel diagnostisch instrument voor Xenobiotica. In: G.P. Hekstra & F.J.M. van Linden (eds), *Flora en fauna chemisch onder druk*. Pudoc, Wageningen, pp. 11-25.
- Bril, J., P. Del Castillo & D. Hesterberg (1993). Thermodynamic modeling of zinc, cadmium and copper solubilities in a manured, acidic loamy-sand topsoil. *J. Environ. Qual.* 22: 681-688.
- Brils, J.M., & P.J. den Besten (1995). *Bioassays: het orakel van de ecotoxicologie?* Rapport no. 95.0681, AquaSense, Amsterdam.

- Brock, T.C.M., J.J.R.M. Vet, M.J.J. Kerkhofs, J. Lijzen, W.J. van Zuilekom & R. Gijlstra (1993). Fate and effects of the insecticide Dursban 4E in indoor Elodea dominated and macrophyte free freshwater model ecosystems. III: Aspects of ecosystem functioning. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23: 160-169.
- Bruner, K.A., S.W. Fisher & P.F. Landrum (1994). The role of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in contaminant cycling. II: Zebra mussel contaminant accumulation from algae and suspended particles, and transfer to the benthic invertebrate, *Gammarus fasciatus*. *J. Great Lakes Res.* 20: 735-750.
- Burton, G.A., Jr., L. Burnett, M. Henry, S. Klaine, P. Landrum & M. Swift (1990). A multi assay comparison of sediment toxicity at three "Areas of Concern". Proc. SETAC 11th Ann. Meeting, November 11-115, Arlington, VA.
- Centeno, M.D.F., G. Persoone & M. P. Goyvaerts (1995). Cyst-based toxicity tests. IX: The potential of *Thamnocephalus platyurus* as test species in comparison with *Streptocephalus proboscideus* (Crustacea: Branchiopoda: Anostraca). *Environ. Toxicol. Water Qual.* 10: 275-282.
- Chapman, P.M. (1986). Sediment quality criteria from the sediment quality TRIAD: an example. *Environ. Toxicol. Chem.* 5: 957-964.
- Cohen, J., & I. Stewart (1994). *The Collapse of Chaos, Discovering Simplicity in the Complex World*. Penguin Books, London, 495 pp.
- Dawson, D.A., E.F., Stebler, S.L. Burks, & J.A. Bantle (1988). Evaluation of the developmental toxicity of metal-contaminated sediments using short-term fathead minnow and frog embryo-larval assays. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 27-34.
- DECHEMA (1995). *Biologische Testmethoden für Böden*. Adhoc-Arbeitsgruppe "Methoden zur Toxikologischen/Ökotoxikologischen Bewertung von Böden", Deutsche Gesellschaft für Chemisches Apparatewesen, Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt am Main.
- Den Besten, P.J. (1993). Biotisch effectonderzoek ten behoeve van Nader Onderzoek Nieuwe Merwede. Nota 93.020, RIZA, Lelystad / Rapport NAOZ 5.500.4.2., RWS-DirZH, Rotterdam.
- Den Besten, P.J. (1996). *Biologische beschikbaarheid van contaminanten in sediment uit Dordtsche Biesbosch en Geulhaven*. Werkdocument nr. 95.176X, RIZA, Lelystad.
- Den Besten, P.J., P. Lemaire, D.R. Livingstone, B. Woodin, J.J. Stegeman, H.J. Herwig & W. Seinen (1993). Time-course and dose-response of the apparent induction of the cytochrome P450 monooxygenase system of pyloric caeca microsomes of the female sea star *Asterias rubens* L. by benzo[a]pyrene and polychlorinated biphenyls. *Aquatic Toxicology* 26: 23-40.
- Den Besten, P.J., 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. *J. Aquatic Ecosystem Health* 4: 257-270.
- De Ruiter, P.C., J.A. van Veen, J.C. Moore, L. Brussaard & H.W. Hunt (1993). Calculation of nitrogen mineralization in soil food webs. *Plant and Soil* 157: 263-273.
- De Ruiter, P.C., A.-M. Neutel & J.C. Moore (1994). Modelling food webs and nutrient cycling in agro-ecosystems. *Trends Ecol. Evolution* 9: 378-383.
- De Ruiter, P.C., A.-M. Neutel & J.C. Moore (1995). Energetics, Patterns of Interaction Strengths, and Stability in Real Ecosystems. *Science* 269: 1257-1260.

- De Zwart, D. (1995). Untitled. In: Th.H.M. Noij & M.A. Meerkerk (eds.), Toxicologisch en ecologisch onderzoek van de Rijn in 1994. RIWA, Amsterdam.
- De Zwart, D., C. van de Guchte & J. Botterweg (1995). Monitoring Water Quality in the Future. Vol. III: Biomonitoring. EU/VROM/RIZA, Den Haag.
- Díaz-Raviña, M., E. Bååth & Å. Frostegård (1994). Multiple heavy metal tolerance of soil bacterial communities and its measurement by a thymidine incorporation technique. *Appl. Environ. Microbiol.* 60: 2238-2247.
- Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas & P.R. Paquin (1991). Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1541-1583.
- Doelman, P., E. Jansen, M. Michels & M. van Til (1994). Effects of heavy metals on microbial diversity and activity as shown by the sensitivity-resistance index, an ecological relevant parameter. *Biol. Fertil. Soils* 17: 177-184.
- Eijsackers, H., C.F. van de Bund, P. Doelman & W. Ma (1988). Fluctuerende aantallen en activiteiten van bodemorganismen. Rapport nr. 88/33, RIN, Arnhem.
- Eijsackers, H., & H. Løkke (1996). SERAS - Soil Ecotoxicological Risk Assessment System. *Ecosystem Health*, in press.
- Elbers, M.A., & Th.P. Traas (1993). BIOMAG: risico-analyse van bodemverontreiniging voor terrestrische vertebraten. Rapport nr. 93, CML, Leiden, pp. 71.
- Everaarts, J.M., H.M. Sleiderink, P.J. den Besten, R.S. Halbrook & L.R. Shugart (1994). Molecular responses as indicators of marine pollution: DNA damage and enzyme induction in *Limanda limanda* and *Asterias rubens*. *Environ. Health Perspectives* 102 (12): 37-43.
- Eys, Y.A. (1992). Extrapolatie van chronische toxiciteitsdata van vogels naar veldconcentraties in het aquatisch milieu. Rapport AIDEnvironment, Amsterdam.
- Fleming, R., M. Crane, C. van de Guchte, E.M.M. Grootelaar, A. Smaal, S. Ciarelli, L. Karbe, J. Borchert, J. Westendorf, H. Vahl, D. Holwerda, B. Loise, M. Guerra, C. Vale, O. Castro, M.J. Gaudencio & P. van den Hurk (1994). Sediment toxicity tests for poorly water-soluble substances. Final Report, EC-contract nr. 03207-0, Water Research Centre, Medmenham, pp. 82.
- Fleming, R., & C. van de Guchte (eds). Validation of sediment toxicity test for poorly soluble substances. Report, EU/WRC/RIZA, Medmenham, 1996.
- Forbes, T.L., & V.E. Forbes (1993). A critique of the use of distribution-based extrapolation models in ecotoxicology. *Functional Ecology* 7: 249-254.
- Forge, T.A., M.L. Berrow, J.F. Darbyshire. & A. Warren (1993a). Protozoan bioassays of soil amended with sewage sludge and heavy metals, using the common soil ciliate *Colpoda steinii*. *Biol. Fertil. Soils* 16: 282-286.
- Forge, T.A., J.F. Darbyshire, M.L. Berrow & A. Warren (1993b). Protozoan bioassays of soil amended with sewage sludge and heavy metals using the common soil ciliate *Colpoda steinii*. In: Eijsackers, H.J.P., & T. Hamers (eds.), *Integrated soil and sediment research: a basis for proper protection*. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, p. 315-316.
- Gezondheidsraad (1991a). Ecotoxicologische extrapolatiemethoden. Publikatie nr. 1991/11, Gezondheidsraad, Den Haag.
- Gezondheidsraad (1991b). Kwaliteitsparameters voor terrestrische en aquatische bodemecosystemen. Publikatie nr. 1991/17, Gezondheidsraad, Den Haag.
- Gezondheidsraad (1993). Doorvergiftiging. Toxische stoffen in voedselketens. Publikatie nr. 1993/04, Gezondheidsraad, Den Haag.

- Gezondheidsraad (1994). Ecotoxicologie op Koers. Publikatie nr. 1994/13E, Gezondheidsraad, Den Haag.
- Gezondheidsraad (1995a). Het project Integrale Normstelling Stoffen. Publikatie nr. 1995/07, Gezondheidsraad, Den Haag.
- Gezondheidsraad (1995b). Toxicologische parameters voor het beoordelen van risico's voor hogere organismen. Startnotitie, Gezondheidsraad, Den Haag, pp. 9.
- Gezondheidsraad (1996). Risico, meer dan een getal. Publikatie nr. 1996/03, Gezondheidsraad, Den Haag.
- Gorree, M., W.L.M. Tamis, Th.P. Traas & M. Elbers (1995). BIOMAG: a model for biomagnification in terrestrial food chains. *Sci. Total Environ.*, in press.
- Guttman, S.I. (1994). Population genetic structure and ecotoxicology. *Environ. Health Perspectives* 102 (12): 97-100.
- Hamers, T., J. Notenboom & H.J.P. Eijsackers (1996). Validation of laboratory toxicity data on pesticides for the field situation. Report no. 719102046, RIVM, Bilthoven.
- Hanratty M.P., & F.S. Stay (1994). Field evaluation of the littoral ecosystem risk assessment model's predictions of the effects of chlorpyrifos. *J. Appl. Ecol.* 31: 439-453.
- Hayes, K.R., W.S. Douglas, Y. Terrell, J. Fischer, L.A. Lyons & L.J. Briggs (1993). Predictive ability of the *Daphnia magna* IQ toxicity test for ten diverse water treatment additives. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51: 909-913.
- Hekstra, G.P., & F.J.M. van Linden (eds). Flora en fauna chemisch onder druk. Pudoc, Wageningen, 1991, pp. 276.
- Hendriks, A.J. (1995a). Modelling non-equilibrium concentrations of microcontaminants in organisms: comparative kinetics as a function of species size and octanol-water partitioning. *Chemosphere* 30 (2): 265-292.
- Hendriks, A.J. (1995b). Modelling response of species to microcontaminants: Comparative ecotoxicology by (sub)lethal body burdens as a function of species size and partition ratio of chemicals. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, in press.
- Hendriks, A.J., & E.L. Enserink (1995). Modelling response of single species populations to microcontaminants as a function of species size with examples for waterfleas (*Daphnia magna*) and cormorants (*Phalacrocorax carbo*). *Ecol. Modelling*: in press.
- Hendriks, A.J., W. Ma, J.J. Brouns, E.M. de Ruiter-Dijkman & R. Gast (1995). Modelling and monitoring organochlorine and heavy metal accumulation in soils, earthworms and shrews in Rhine-delta floodplains. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 29 (1): 115-127.
- Hill, I.R., P. Matthiessen & F. Heimbach (eds.). Guidance document on sediment toxicity tests and bioassays for freshwater and marine environments. SETAC-Europe, c.o. Zeneca, Berkshire, UK, 1994.
- Hill, E.F., & V.M. Mendenhall (1980). Secondary poisoning of barn owls with famphur, an organophosphate insecticide. *J. Wildlife Managem.* 44(3): 676-681.
- Hoekstra, J.A., & P.H. van Ewijk (1993a). Alternatives for the no-observed-effect level. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 187-194.
- Hoekstra, J.A., & P.H. van Ewijk (1993b). The bounded effect concentration as an alternative to the NOEC. *Sci. Total Environ. (Suppl.)*: 705-711.
- Hopkin, S.P. (1990). Critical concentrations, pathways of detoxification and cellular ecotoxicology of metals in terrestrial arthropods. *Funct. Ecol.* 4: 321-327.
- Houx, N.W.H., & W.J.M. Aben (1993). Bioavailability of pollutants to soil organisms via the soil solution. *Sci. Total Environ. (Suppl.)*: 387-395.

- Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M. (1994). Application of a Hierarchical Concept of Ecosystem Organization in Ecotoxicology. Draft Report Netherlands Integrated Soil Research Programme, Wageningen.
- Jak, R.G., H.P.M. Schobben, M.C.Th. Scholten & C.C. Karman (1994). Een vergelijking van ecotoxicologische effecten gemeten in mesocosm-experimenten met laboratorium toxiciteitsgegevens. Rapport nr. R 94/139, TNO, Delft.
- Janse, J.H., T. Aldenberg & P.R.G. Kramer (1992). A mathematical model of the phosphorous cycle in Lake Loosdrecht and simulation of additional measures. *Hydrobiologia* 233: 119-136.
- Janssen, C.R., & G. Persoone (1993). Rapid toxicity screening tests for aquatic biota. I: Methodology and experiments with *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 711-717.
- Janssen, R.P.T., P.J. Pretorius, W.J.G.M. Peijnenburg & M.A.G.T. van den Hoop (1995). Relation between soil characteristics and field-based partition coefficients for heavy metals. In: R.D. Wilken, U. Förstner & A. Knöchel (eds), *Proc. 10th Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment*, Hamburg, p. 153-156.
- Jenner, H.A., & J.P.M. Janssen-Mommen (1989). Phytomonitoring of pulverized fuel ash leachates by the duckweed *Lemna minor*. *Hydrobiologia* 188/189: 361-366.
- Jenner, H.A., & J.P.M. Janssen-Mommen (1993). Duckweed *Lemna minor* as a Tool for Testing Toxicity of Coal Residues and Polluted Sediments. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 25: 3-11.
- Johnson, B.T. (1993). Activated Mutatox assay for the detection of genotoxic substances. *Environ. Toxicol. Water Qual. Int. J.* 8: 103-113.
- Jongbloed, R.H., J. Pijnenburg, B.J.W.G. Mensink, Th.P. Traas & R. Luttik (1994). A model for environmental risk assessment and standard setting based on biomagnification. Top predators in terrestrial ecosystems. Report no. 719101012, RIVM, Bilthoven.
- Kamerman, J.W., & C.A.M. van Gestel (1991). Beoordeling van gereinigde grond. III: De ontwikkeling van bioassays. Rapport nr. 216402003, RIVM, Bilthoven.
- Kammenga, J.E., & H.P.M. Schobben (1994). Ecotoxicological risk assessment: an ecological perspective. Report of a workshop on the ecological concepts important for ecotoxicology, with recommendations for research. SPBO/NVT, Wageningen, pp. 35.
- Keddy, C., J.C. Greene & M.A. Bonnell (1992). A review of whole organism bioassays for assessing the quality of soil, freshwater sediment and freshwater in Canada. Rep. National Contaminated Sites Remediation Program, Environment Canada, Ottawa.
- KNAW (1993). Scientific Value of the Netherlands Integrated Soil Research Programme. Koninklijke Nederlandse Academie voor Wetenschappen, Amsterdam.
- Kooijman, S.A.L.M. (1987). A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species. *Water Res.* 21: 269-276.
- Kooijman, S.A.L.M. (1993). Dynamic Energy Budgets in biological systems. Theory and applications in ecotoxicology. Cambridge University Press, pp. 350.
- Kooijman, S.A.L.M., & R.J.F. Van Haren (1990). Animal energy budgets affect the kinetics of xenobiotics. *Chemosphere* 21: 681-693.
- Kooijman, S.A.L.M. & J.J.M. Bedaux (1995). Analysis of toxicity tests on *Daphnia* survival and reproduction. Submitted.
- Kula, H., U. Heimbach & H. Løkke (1995). Development, improvement and standardization of test systems for assessing sublethal effects of chemicals on fauna in the soil ecosystem. Progress Report 1994 of SECOFASE, 3rd Techn. Rep., Nat. Environ. Res. Institute, Silkeborg.

- Kwan, K.K., & B.J. Dutka (1992). A novel bioassay approach: Direct application of the Toxi-Chromotest and the SOS-Chromotest to sediments. *Environ. Toxicol. Water Qual. Int.* 7: 49-60.
- Lassiter, R.R., & T.G. Hallam (1990). Survival of the fattest: implications for acute effects of lipophilic chemicals on aquatic populations. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 585-595.
- Leeuwangh, P., T.C.M. Brock & K. Kersting (1994). An evaluation of four types of freshwater model ecosystems for assessing the hazard of pesticides. *Hum. & Exp. Toxicology* 13: 888-899.
- Legler, J. (1994). The luciferase bioassay as biomarker for bioavailable sediment-associated polyhalogenated aromatic hydrocarbons. Rapport LUW/RIZA, Wageningen.
- Léon, C.D., & C.A.M. van Gestel (1994). Selection of a Set of Laboratory Ecotoxicity Tests for the Effects Assessment of Chemicals in Terrestrial Ecosystems. Discussion Paper, Report no. D94004, Dep. Ecology and Ecotoxicology, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Livingstone, D.R. (1991). Towards a specific index of impact by organic pollution for marine invertebrates. *Comp. Biochem. Physiol.* 100C: 151-156.
- Løkke, H., & C.A.M. van Gestel (1993). Development, Improvement and Standardization of Test Systems for Assessing Sublethal Effects of Chemicals on Fauna in the Soil Ecosystem. Manual of SECOFASE, 1st Techn. Rep., Nat. Environ. Res. Institute, Silkeborg.
- Loonen, H. (1994). Bioavailability of chlorinated dioxins and furans in the aquatic environment. Thesis, Universiteit van Amsterdam.
- Lourens, J.M., A.P.M. Vonck, C. van de Guchte, J. Hartnack & J. Stronkhorst (1995). Sediment toxicity testing of lightly contaminated dredged material in The Netherlands. *J. Aquat. Ecosystem Health* 4: 271-275.
- Luttik, R., & T. Aldenberg (1995). Assessment factors to be used in case of small samples with a special focus on LD50 values). Report no. 679102029, RIVM, Bilthoven.
- Luttik, R., Th. P. Traas & J. de Greef (1992). Incorporation of biomagnification in procedures for environmental risk assessment and standard setting. Report no. 719101005, RIVM, Bilthoven.
- Ma, W.C., Th. Edelman, I. van Beersum & Th. Jans (1983). Uptake of cadmium, zinc, lead and copper by earthworms near a zinc-smelting complex: influence of soil pH and organic matter. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 30: 424-427.
- Ma, W.C., W. Denneman & J. Faber (1991). Hazardous Exposure of Ground-Living Small Mammals to Cadmium and Lead in Contaminated Terrestrial Ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20: 266-270.
- Ma, W.C., & H. van der Voet (1993). A risk-assessment model for toxic exposure of small mammalian carnivores to cadmium in contaminated natural environments. *Sci. Total Environ. (Suppl.)*: 1701-1714.
- Maas, J.L. (1993). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Operationale uitwerking ecotoxicologische parameters. Werkdocument nr. 91.152FX, RIZA, Lelystad.
- Maas, J.L., & C. van de Guchte (1990). Ecotoxicologische toetsen voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems. Methode beschrijvingen. Werkdocument nr. 90.173X, RIZA, Lelystad, pp. 58.
- Maas, J.L., C. van de Guchte & F.C.M. Kerkum (1993). Methodebeschrijvingen voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de TRIADE benadering. Methodebeschrijving voor enkele bioassays, bioaccumulatiemetingen en veldstudies. Nota nr. 93.027, RIZA, Lelystad, pp. 74.

- McCarty, L.S., D. Mackay, A.D. Smith, G.W. Ozburn & D.G. Dixon (1992). Residue-based interpretation of toxicity and bioconcentration QSARs from aquatic bioassays: neutral narcotic organics. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 917-930.
- Moore, M.N., J.K. Chipman, P.J. den Besten, B. Kurelec & A. Bergman (1993). Necessary developments in marine ecotoxicology: the future potential of the biomarker approach. *Sci. Total Environ. (Suppl.)*: 1767-1770.
- Mulder, M.A.A.J. (1993). Triade Oost. Ecotoxicologische beoordeling van de waterbodempkwaliteit van vijf lokaties in Gelderland. Werkdocument 94.147X, RIZA, Lelystad.
- Mulder, M.A.A.J. (1994). Ecotoxicologische beoordeling van de waterbodempkwaliteit in Zuid-Holland (Triade West). Werkdocument 94.177X, RIZA, Lelystad.
- Noordhuis, R. (ed.). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren 1993. Nota nr. 95.002, RIZA, Lelystad, 1995.
- Notenboom, J., H.J.P. Eijsackers & F.A. Swartjes (1995). Beoordelingssystematiek bodempkwaliteit ten behoeve van bouwvergunningaanvragen. III: Methodiek ter bepaling van het actuele risico voor het ecosysteem. Rapport nr. 715810003, RIVM, Bilthoven.
- Notenboom, J., & L. Posthuma (eds.). Validatie toxiciteitsgegevens en risicogrenzen bodem: voortgangsrapportage 1994. Rapport nr. 719102045, RIVM, Bilthoven, 1995.
- NRLO/RMNO (1994). Hoofddijnen Systeemgericht Ecotoxicologisch Onderzoek. Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek & Raad voor Milieu- en Natuur-Onderzoek, Publikatie nr. 91, RMNO, Rijswijk.
- OECD (1995). Detailed Review Paper on aquatic testing methods for pesticides and industrial chemicals. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, pp. 164.
- Paine, R.T. (1980). Food Webs: linkage interaction strength and community infrastructure. *J. Anim. Ecol.* 49: 667-685.
- Persooene, G., M. Goyvaerts, C. Janssen, W. de Coen & M. Vangheluwe (1993). Cost-effective acute hazard monitoring of polluted waters and waste dumps with the aid of toxkits. Final report, EC-contract nr. ACE 89/BE 2/D3. University of Gent, Laboratory for Biological Research in Aquatic Pollution, Gent, pp. 50.
- Pimm, S.L., J.H. Lawton & J.E. Cohen (1991). Food web patterns and their consequences. *Nature* 350: 669-674.
- Posthuma, L., & N.M. Van Straalen (1993). Heavy-metal adaptation in terrestrial invertebrates: a review of occurrence, genetics, physiology and ecological consequences. *Comp. Biochem. Physiol.* 106C: 11-38.
- Pretorius, P.J., R.P.T. Janssen, W.J.G.M. Peijnenburg & M.A.G.T. van den Hoop (1995). Chemical equilibrium modelling of metal partitioning in soils. In: R.D. Wilken, U. Förstner & A. Knöchel (eds), *Proc. 10th Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment*, Hamburg, p. 145-148.
- RMNO (1993a). Maatschappelijke evaluatie Speerpuntprogramma Bodemonderzoek. Raad voor Milieu- en Natuur-Onderzoek, Rijswijk.
- RMNO (1993b). Societal Evaluation of the Netherlands Integrated Soil Research Programme, Executive Summary. Raad voor Milieu- en Natuur-Onderzoek, Rijswijk.
- RMNO (1995a). Omgaan met bodemheterogeniteit in het milieubeheer. Knelpunten, kennislacunes en onderzoeksprioriteiten. Publikatie nr. 107, Raad voor Milieu- en Natuur-Onderzoek, Rijswijk.
- RMNO (1995b). Life Support Systems. Raad voor Milieu- en Natuur-Onderzoek, Rijswijk.
- RMNO/NRLO/RMB/RNB (1996a). Omgevingskwaliteit voor Biodiversiteit, Onderzoekprogrammering & Hanteren van Onzekerheid. Advies van de Raad voor Milieu- en Natuur-Onderzoek, de Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek, de

- Raad voor Milieubeheer en de Raad voor Natuurbeheer, Publikatie nr. 112, RMNO, Rijswijk.
- RMNO/NRLO/RMB/RNB (1996b). Omgevingskwaliteit voor Biodiversiteit: Onderzoekprogrammering & Hanteren van Onzekerheid. Rapport van de Raden, Publikatie nr. 113, RMNO, Rijswijk.
- RNB (1995). Natuur buiten natuurgebieden. Actief beleid voor 'algemene natuurkwaliteit': een handreiking. Raad voor Natuurbeheer, Utrecht.
- RNB (1996). Kwaliteit in soorten en maten. Naar natuurgerichte normen voor milieukwaliteit, waterbeheer en ruimte. Raad voor Natuurbeheer, Utrecht.
- Romijn, C.A.F.M., R. Luttik, D. van de Meent, W. Slooff & J.H. Canton (1993). Presentation of a general algorithm to include effect assessment on secondary poisoning in the derivation of environmental quality criteria. I: Aquatic food chains. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 26: 61-85.
- Romijn, C.A.F.M., R. Luttik & J.H. Canton (1994). Presentation of a general algorithm to include effect assessment on secondary poisoning in the derivation of environmental quality criteria. II: Terrestrial food chains. *Ecotox. Environ. Safety* 27: 107-127.
- Ross, P.E., L.C. Burnett & M.S. Henebry (1989). Chemical and toxicological analyses of Lake Calumet (Cook County, Illinois) sediments. Report No. HWRIC RR-036, Illinois Hazardous Waste Research and Information Center, Champaign, IL.
- Ruys, M.M., & J. Pijnenburg (1991). Maximaal toelaatbare risicowaarden in het aquatische milieu van steltloper en zeevogels: methode en berekening op basis van doorvergiftiging. Rapport AIDEnvironment, Amsterdam.
- Smith, E.P., & J. Cairns (1993). Extrapolation methods for setting ecological standards for water quality: statistical and ecological concerns. *Ecotoxicology* 2: 203-219.
- Snell, T.W., & G. Persoone (1989). Acute toxicity bioassays using rotifers I. A test for brackish and marine environment with *Brachionus plicatilis*. *Aquat. Toxicol.* 14: 65-80.
- Stronkhorst, J., C. van de Guchte, K. Hartnack, J. Lourens, H. Maas & W. Vonck (1995). Baggerspecie, meer of minder schadelijk. Rapport RIKZ-RIZA, Den Haag/Lelystad.
- Suter, G.W. (ed.). *Ecological Risk Assessment*. Lewis Publ., Boca Raton, 1993.
- TCB (1992). Advies herziening leidraad bodembescherming I. C-toetsingswaarden en urgentiebeoordeling. Publikatie nr. A01/92, Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- Ten Brink, B.J.E., S.H. Hoesper & F. Colijn (1991). A quantitative method for description and assessment of ecosystems: the AMOEBA-approach. *Mar. Poll. Bull.* 23: 265-270.
- Ten Hulscher, Th.E.M., P.C.M. van Noort & L.E. van der Velde (1995). Chloorbenzenen in poriewater en sediment van het Ketelmeer. Proc. Bodem Breed '95, Programmabureau Bodemonderzoek, Wageningen, p. 139-140.
- Tonkes, M., & J. Botterweg (1994). Totaal Effluent Milieubezwaarlijkheid, beoordelingsmethode milieubezwaarlijkheid van afvalwater. Nota nr. 94.020, RIZA, Lelystad, pp. 157.
- Tonkes, M., C. van de Guchte, J. Botterweg, D. de Zwart & M. Hof (1995). Monitoring Water Quality in the Future. Vol. IV: Monitoring strategies for complex mixtures. EU/VRM/RIZA, Den Haag.
- Torstensson, L. (ed.). *Soil biological variables in environmental hazard assessment. Guidelines*. Swedish Environmental Protection Agency, Solna, 1993.
- Traas, T.P., R. Luttik & R.H. Jongbloed (1995a). A probabilistic model for deriving soil quality criteria based on secondary poisoning of toppredators. I: Model description and uncertainty analysis. Submitted.

- Traas, T.P., J.A. Ståb, P.R.G. Kramer, W.P. Cofino & T. Aldenberg (1995b). Food web study of organotin compounds in lake Westeinder (Part 2): modelling of tributyltin accumulation and risk assessment. In: J.A. Ståb (ed), Organotin compounds in the aquatic environment: Determination, occurrence and fate. Thesis, Vrije Universiteit, Amsterdam, pp. 157-183.
- Traas, T.P., T. Aldenberg, J.H. Janse, T.C.M. Brock & C.J. Roghair (1995c). Hazardous concentrations for ecosystems: calculation and validation with CATS models. Report no. 719102037, RIVM, Bilthoven.
- UN/ECE (1996). Guidelines on Monitoring & Assessment of Transboundary Rivers. Water Series no. 3, United Nations, Economic Commission for Europe, New York, in press.
- Vaal, M.A., & J.A. Hoekstra (1994). Modelling the sensitivity of aquatic organisms to toxicants, using simple biological and physico-chemical factors. Report no. 719102034, RIVM, Bilthoven.
- Van Breukelen, S.W.F., & T.C.M. Brock (1993). Response of a macro-invertebrate community to insecticide application in replicated freshwater microcosms with emphasis on the use of principal component analysis. *Sci. Total Environ. (Suppl.)*: 1047-1058.
- Van Brummelen, T. (1995). Distribution and ecotoxicity of PAHs in forest soil. Thesis, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Van de Bund, W. (1994). Food web relations of littoral macro- and meiobenthos. Thesis, Universiteit van Amsterdam.
- Van de Guchte, C. (1992). The sediment quality triad: an integrated approach to assess contaminated sediments. In: P.J. Newman, M.A. Piavaux & R.A. Sweeting (eds), *River Water Quality, Ecological Assessment and Control*. ECSC-EEC-EAEC, Brussels-Luxembourg, pp. 425-431.
- Van de Guchte, C. (1995). Ecological risk assessment of polluted sediments. *Eur. Wat. Poll. Control* 5 (5): 16-24.
- Van de Guchte, C., E.M.M. Grootelaar & J.L. Maas (1995). Chironomid chronic toxicity test on larvae of *Chironomus riparius* in spiked freshwater sediment. Guideline version 2.0, Werkdocument nr. 93.155X, RIZA, Lelystad.
- Van de Guchte, C., E.M.M. Grootelaar & A. Naber (1995). *In situ* bioassay using *Chironomus riparius*: an intermediate between laboratory and field sediment quality assessments. Proc. 2nd SETAC World Congress, 5-9 November 1995, Vancouver.
- Van de Meent, D., T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel & W. Slooff (1990). Streven naar Waarden. Rapport nr. 670101002, RIVM, Bilthoven.
- Van den Berg, M., B.L.H.J. Craane, T. Sinnige, S. van Mourik, S. Dirksen, T.J. Boudewijn, M. van der Gaag, I.J. Lutke-Schipholt, B. Spenkelink & A. Brouwer (1994). Biochemical and toxic effects of polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) on the Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) after *in ovo* exposure. *Environ. Toxicol. Chem.* 13: 803-816.
- Van de Plassche, E.J. (1994). Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning. Report no. 679101012, RIVM, Bilthoven.
- Van de Velde, R.T., C. van de Guchte, M.R.B. van Dillen & L.R.M. de Poorter (1993). Bioassays to assess treated (remediated) sediments. In: F. Arendt, G.J. Annokkée, R. Bosman & W.J. van den Brink (eds), *Contaminated Soil '93*. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, pp. 393-402.
- Van Gestel, C.A.M., & W. Ma (1988). Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms, in relation to bioavailability in soil. *Ecotox. Environ. Safety* 15: 289-297.

- Van Gestel, C.A.M., & W. Ma (1990). An approach to quantitative structure-activity relationships (QSARs) in earthworm toxicity studies. *Chemosphere* 21: 1023-1033.
- Van Gestel, C.A.M., E.M. Dirven-van Breemen & J.W. Kamerman (1992a). Beoordeling van gereinigde grond. IV: Toepassing van bioassays met planten en regenwormen op referentiegronden. Rapport nr. 216402004, RIVM, Bilthoven.
- Van Gestel, C.A.M., E.M. Dirven-van Breemen & J.W. Kamerman (1992b). Beoordeling van gereinigde grond. V: Toepassing van bioassays met planten en regenwormen op verontreinigde en gereinigde gronden. Rapport nr. 216402005, RIVM, Bilthoven.
- Van Gestel, C.A.M., H.A.M. de Kruijf & P. Leeuwangh (1993a). Ontwikkeling van ecotoxicologische toetsen: Op weg naar een ecotoxicologisch profiel van stoffen. *Bodem* 3: 163-167.
- Van Gestel, C.A.M., E.M. Dirven-Van Breemen & J.W. Kamerman (1993b). The influence of soil clean up on the bioavailability of heavy metals for earthworms and plants. In: H.J.P. Eijsackers and T. Hamers (eds), *Integrated soil and sediment research: a basis for proper protection*. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, p. 345-348.
- Van Gestel, C.A.M. (1996). Scientific basis for extrapolating results from soil ecotoxicity tests to field conditions and the use of bioassays. In: N.M. Van Straalen and H. Løkke (eds.), *Ecological principles for risk assessment of contaminants in soil*. Chapman and Hall, in press.
- Van Leeuwen, C.J. (1990) Ecotoxicological Effects Assessment in the Netherlands: Recent Developments. *Environ. Managem.* 14: 779-792.
- Van Steertegem, M., & G. Persoone (1993). Cyst-based toxicity tests. V: Development and critical evaluations of standardised toxicity tests with the brine shrimp *Artemia* (Anostraca, Crustacea). In: A.M.V.M. Soares & P. Calow (eds), *Progress in standardisation of aquatic toxicity tests*. SETAC spec. publ. ser., Lewis Publ., Boca Raton, pp. 81-97.
- Van Straalen, N.M., & C.A.J. Denneman (1989). Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotox. Environ. Safety* 18: 241-251.
- Van Straalen, N.M., & M.H. Donker (1994). Heavy metal adaptation in terrestrial arthropods - physiological and genetic aspects. *Proc. Exper. & Appl. Entomol.* (N.E.V. Amsterdam) 5: 3-17.
- Van Straalen, N.M., & H. Løkke (eds). *Ecological principles for risk assessment of contaminants in soil*. Chapman & Hall, in press., 1996.
- Van Straalen, N.M., & C.A.M. van Gestel (1993). Soil invertebrates and micro-organisms. In: P. Calow (ed), *Handbook of ecotoxicology*. Blackwell Sci. Publ., Oxford, p. 251-277.
- Van Wensem, J. (1996). Ecological principles for risk assessment of contaminants in soil: the role of ecological modelling. In: N.M. van Straalen & H. Løkke (eds), *Ecological principles for risk assessment of contaminants in soil*. Chapman & Hall, in press.
- Van Wensem, J., J.J. Vegter & N.M. van Straalen (1994). Soil quality criteria derived from critical body concentrations of metals in soil invertebrates. *Appl. Soil Ecol.* 1: 185-191.
- Van Wijngaarden, R. (1993). Comparison of response of the mayfly *Cloeon dipterum* to chlorpyrifos in a single species toxicity test, laboratory microcosms, outdoor ponds and experimental ditches. *Sci. Total. Environ.* (Suppl.): 1037-1046.
- Vonk, J.W., M.C.J. Rademaker & C.A.M. van Gestel (1994). De invloed van bodemeigenschappen op de toxiciteit van metalen voor bodemorganismen. Rapport no. MW-R 94/089a, TNO-MT, Delft.
- Wagner, C., & H. Løkke (1991). Estimation of Ecotoxicological Protection Levels from NOEC Toxicity Data. *Wat. Res.* 25: 1237-1242.

- Warren-Hicks, W., B.R. Parkhurst & S.S. Baker (1989). Ecological assessment of hazardous waste sites: a field and laboratory reference. EPA/600/3-89/013, United States Environmental Protection Agency, Washington.
- Wiles, J., J.E. Kammenga & H. Løkke (eds.). Development, improvement and standardization of test systems for assessing sublethal effects of chemicals on fauna in the soil ecosystem. Progress Report 1993 of SECOFASE, 2nd Techn. Rep., Nat. Environ. Res. Institute, Silkeborg, 1994.
- Yodzis, P. (1988). The indeterminacy of ecological interactions as perceived through perturbation experiments. *Ecology* 62: 508-515.