

..... Ecologische risicobeoordeling:
van boekhouden naar
chemische stress ecologie



PROF. DR. IR. P. J. VAN DEN BRINK

Inaugurele rede bij de aanvaarding van het ambt van
buitengewoon hoogleraar Chemische Stress Ecologie
aan Wageningen Universiteit op 4 december 2008



WAGENINGEN UNIVERSITEIT

WAGENINGEN UR

Ecologische risicobeoordeling: van boekhouden naar chemische stress ecologie

PROF. DR. IR. P.J. VAN DEN BRINK

Inaugurele rede bij de aanvaarding van het ambt van buitengewoon hoogleraar
Mariene Ecologie aan Wageningen Universiteit op 4 december 2008



WAGENINGEN UNIVERSITEIT

WAGENINGEN **UR**

ISBN 978-90-8585-269-8

• • •

2

Prof. dr. ir. P.J. van den Brink

Ecologische risicobeoordeling: van boekhouden naar chemische stress ecologie

Ecologische risicobeoordeling: van boekhouden naar chemische stress ecologie

Geachte rector magnificus en collega professoren, beste vrienden, kennissen en collega's. Allereerst wil ik de rector magnificus bedanken voor zijn inleiding. Ik hoop dat ik jullie de komende drie kwartier een onderhoudend betoog en stof tot nadenken zal bieden.

Waarom deze rede?

In onze maatschappij worden veel chemische stoffen gebruikt, waarbij deze onbedoeld in het milieu terecht kunnen komen. Door pilgebruik kunnen bijvoorbeeld hormoonverstoorders via de waterzuiveringsinstallaties in het oppervlaktewater terechtkomen, en zware metalen kunnen in de bodem terechtkomen door het gebruik van kunstmest. Om negatieve effecten van deze emissies op het milieu te voorkomen is het van groot belang om een ecologische risicobeoordeling uit te voeren.

Op deze plaats wil ik een pleidooi houden voor het gebruik van meer ecologische theorie in de risicobeoordeling van chemische stoffen. Dit pleidooi is niet nieuw. Wetenschappers als Cairns en Odum publiceerden hierover al in de jaren '80 van de vorige eeuw (Cairns, 1983; Odum, 1984). De laatste 20 jaar zijn vele, zowel experimentele als modelmatige, methodieken ontwikkeld die hiervoor gebruikt kunnen worden (b.v. EU, 2002; Traas et al., 2004). De recente praktijk geeft helaas juist aan dat risicobeoordelaars meer terugvallen op simpele, generieke methodieken (Lepper, 2005). Dit leidt niet alleen tot een mogelijke over- of onderschatting van de effecten van chemische stoffen, maar ook tot een irrationeel stoffenbeleid met al haar maatschappelijke gevolgen.

In het eerste deel van mijn rede zal ik uitleggen hoe een risicobeoordeling op een simpele, generieke manier uitgevoerd kan worden, wat ik voor het gemak 'boekhouden' zal noemen. Dit is niet denigrerend bedoeld, maar ik gebruik deze term

om aan te geven dat in deze risicobeoordelingmethodiek standaard data verzameld worden, dat deze volgens vaststaande schema's bewerkt worden en dat veiligheidsfactoren gebruikt worden om onzekerheden het hoofd te bieden. Ik zal de beperkingen van deze methodieken bespreken en aangeven hoe deze overwonnen kunnen worden door gebruik te maken van methodieken die meer recht doen aan de ecologische kant van de risicobeoordeling. De wetenschap die deze manier van risicobeoordeling ondersteunt, noem ik chemische stress ecologie, om aan te geven dat deze tak van wetenschap ook deel uitmaakt van het ecologische domein en niet alleen van het toxicologische.

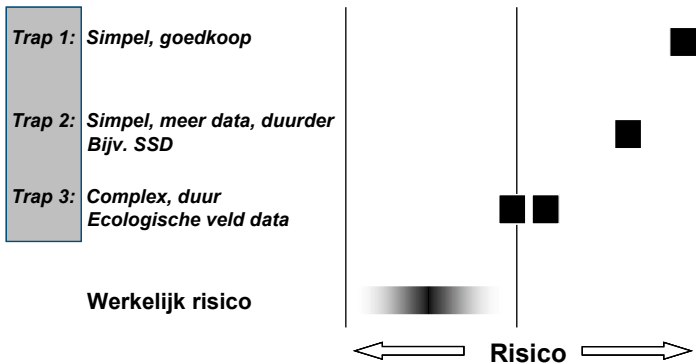
In deze rede zal ik de bescherming van het zoetwater ecosysteem tegen de negatieve effecten van bestrijdingsmiddelen als uitgangspunt nemen. Dit is enerzijds ingegeven door mijn eigen ervaring en anderzijds omdat hiervoor relatief veel data en uitgewerkte beoordelingsmethodieken aanwezig zijn. De wetenschappelijke argumentatie van deze rede is natuurlijk zeer goed te extrapoleren naar andere chemische stoffen en milieucompartimenten, al zal deze hier en daar praktische aanpassing behoeven.

Om vooraf duidelijkheid te scheppen: deze leerstoel is mede gefinancierd door de bestrijdingsmiddelenindustrie. Het merendeel van de middelen wordt door Wageningen UR zelf beschikbaar gesteld, al is de bijdrage van de industrie natuurlijk welkom. Ik zal aan het eind van deze rede hierop terugkomen en beargumenteren waarom ik deze manier van medefinanciering aanvaardbaar vind.

Hoe bescherm je het milieu tegen de effecten van chemicaliën?

Bij normaal landbouwkundig gebruik kan een bestrijdingsmiddel in de aangrenzende perceelsloot terechtkomen door overwaaiing, afspoeling en uitspoeling. Als een insecticide in de aangrenzende perceelsloot terechtkomt, mag verwacht worden dat dit een risico met zich meebrengt voor insecten in het water en verwante organismen zoals kreeftachtigen. Hetzelfde geldt voor herbiciden, die niet alleen negatieve effecten hebben op onkruiden, maar ook op waterplanten. Het is daarom voor de toelating van bestrijdingsmiddelen van belang dat de risico's van deze middelen bij normaal landbouwkundig gebruik op aquatische organismen ingeschat worden.

Vanuit efficiëntieoverwegingen wordt een risicobeoordeling van een bestrijdingsmiddel getrapd uitgevoerd (EU, 2002). Figuur 1 geeft aan dat het voorspelde risico afneemt als hogere-trap methodieken gebruikt worden. Dat wil zeggen dat eerst een strenge, simpele, goedkope, eerste-trap risicobeoordeling uitgevoerd wordt, die resulteert in een ‘worst-case’ beoordeling van het risico. Dit betekent enerzijds dat als in de eerste trap geen risico aangegeven wordt, er ook zeker geen risico zal zijn. Anderzijds hoeft door de ‘worst-case’ aannames in de lagere-trap een aangegeven risico in werkelijkheid niet te bestaan. Daarom wordt de industrie de mogelijkheid geboden om met behulp van complexere en duurere, hogere-trap methodieken de werkelijke risico's in te schatten.

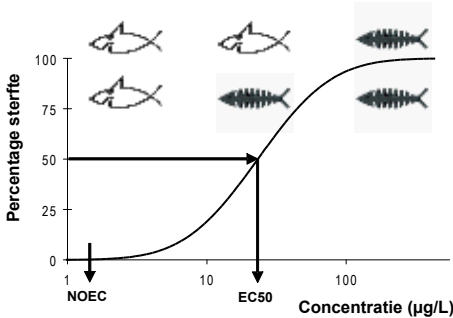


Figuur 1: Overzicht van een getrapte risicobeoordeling. De eerste trap is goedkoop en ‘worst-case’ terwijl hogere-trap methodieken duurder zijn, maar wel het werkelijke risico beter benaderen.

Als we een risicobeoordeling willen uitvoeren, is het bepalen bij welke concentraties welke effecten optreden het eerste probleem dat zich aandient. Hiervoor worden twee aannames gedaan: 1) een individu kan een bepaalde hoeveelheid gif verdragen zonder negatieve effecten te ondervinden en 2) niet alle individuen zijn even gevoelig. Een deel van de individuen is meer dan gemiddeld gevoelig en een ander deel minder, terwijl de grootste groep een gemiddelde gevoeligheid heeft.

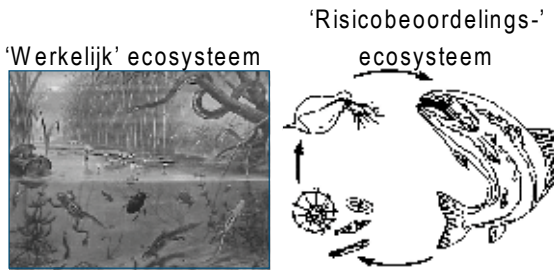
Figuur 2 geeft deze informatie, maar dan cumulatief, weer, zodat voor iedere concentratie bepaald kan worden welk percentage van de individuen een effect, bijvoorbeeld sterfte, zal vertonen (Newman en Unger, 2003).

Figuur 2 laat zien dat de No Observed Effect Concentration, de NOEC, die concentratie is waarbij nog net geen effect optreedt. Dit is dus een veilige concentratie voor deze soort. De Effect Concentration 50%, de EC50, is die concentratie waarbij 50% van de individuen een bepaald effect vertoont. Deze parameters kunnen bepaald worden in laboratoriumexperimenten waarin individuen in bekgelazen aan verschillende concentraties van het bestrijdingsmiddel blootgesteld worden. Normaliter wordt de EC50 gebruikt om de gevoeligheid in sterfte en/of immobilisatie na een kortdurende blootstelling weer te geven, terwijl de NOEC gebruikt wordt om de gevoeligheid van niet-sterfte eindpunten, zoals remming van de reproductie of groei na een langdurige blootstelling te beschrijven (EU, 1997).



Figuur 2: De relatie tussen de concentratie van een giftige stof en de hoeveelheid sterfte (in %) van individuen van een bepaalde soort. De NOEC (No Observed Effect Concentration) is de concentratie waarbij nog net geen (statistisch) waarneembare effecten optreden, terwijl de EC50 (Effect Concentration 50%) die concentratie is waarbij 50% van de individuen een bepaald effect vertoont (bijvoorbeeld sterfte).

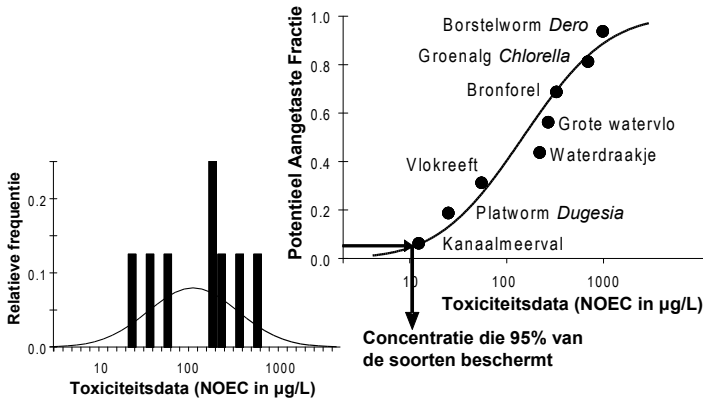
Nu we een manier gevonden hebben om de gevoeligheid van soorten uit te drukken, komt de vraag hoe je het risico inschat voor een veelheid van soorten, in figuur 3 links aangegeven door een schoolplaat van Koekoek. Hoe schat je het risico van een insecticide in voor vissen, kreeftachtigen, insecten, platwormen, slakken, waterplanten, algen, etc, etc.? Men kan toch onmogelijk alle soorten van een ecosysteem in het laboratorium toetsen? Dit wordt opgelost door allereerst gebruik te maken van een aantal standaard toetssoorten, namelijk de alg, de watervlo en de vis (figuur 3). Enerzijds representeren deze toetssoorten de verschillende voedselniveaus in het ecosysteem, namelijk algen, grazers en predatoren. Anderzijds representeren ze de verschillende groepen organismen, namelijk primaire producenten, ongewervelden en gewervelden. Blijft natuurlijk de vraag in hoeverre deze soorten representatief zijn voor alle soorten die in het watermilieu voorkomen. Om deze onzekerheid in de risicobeoordeling mee te nemen wordt gebruik gemaakt van veiligheidsfactoren. De veilige concentratie van een bestrijdingsmiddel voor alle vissen wordt bijvoorbeeld berekend door de veilige concentratie van een standaard vis (bijvoorbeeld de regenboogforel) te delen door een veiligheidsfactor 10. Op deze manier wordt de factor 10 gebruikt om te extrapoleren van een getoetste vis naar alle vissen (EU, 1997).



.....

Figuur 3: links: de schoolplaat 'in sloot en plas' van M.A. Koekoek; rechts: het 'risicobeoordelings-ecosysteem'.

Een andere manier om de verschillen in gevoeligheid tussen soorten te beschrijven is het Species Sensitivity Distribution concept (Posthuma et al., 2002). Dit concept neemt aan dat de gevoeligheden van soorten te beschrijven zijn met een statistische verdeling, bijvoorbeeld een log-normale. Zoals in figuur 4 is weergegeven neemt dit concept aan dat een klein aantal soorten relatief gevoelig en ongevoelig is, terwijl een groot aantal soorten een gemiddelde gevoeligheid heeft. De balken van het linkerfiguur geven de veilige concentraties, de NOEC-waarden van 8 verschillende soorten weer, terwijl de lijn de gefitte gevoeligheidsverdeling van alle soorten voor de stof weergeeft.



Figuur 4: Grafische beschrijving van het SSD concept. Het linkerfiguur geeft de gevoeligheidsverdeling weer, terwijl het rechterfiguur de cumulatieve verdeling, de Species Sensitivity Distribution, de SSD, weergeeft. De balken en punten geven de verschillende NOEC-waarden voor de verschillende soorten voor een fictieve chemische stof cumulatief weer.

De punten van het rechter figuur geven ook de NOEC's voor alle organismen weer. De Kanaalmeerval is de meest gevoelige soort, terwijl de worm *Dero* de meest ongevoelige is (figuur 4). De x-as geeft de concentratie op een log-schaal weer, terwijl de y-as de potentieel aangetaste fractie, de PAF, weergeeft. De PAF is

die fractie van de soorten die blootgesteld wordt boven hun veilige concentratie en daarom een effect kan vertonen. De lijn geeft de gefitte cumulatieve log-normale verdeling, de Species Sensitivity Distribution, kortweg SSD, weer. Hoe hoger de concentratie, hoe groter het deel van de organismen is dat aan onveilige concentraties blootgesteld wordt. Voor normstelling kunnen we nu een concentratie afleiden waarbij een groot deel, bijvoorbeeld 95%, van de soorten beschermd is.

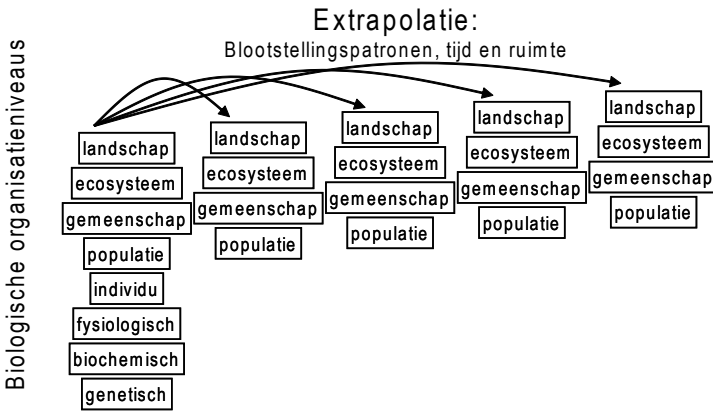
We hebben nu 2 manieren om veilige concentraties, normen, te berekenen, namelijk 1) door het vermenigvuldigen van een veilige concentratie van een standaard toetssoort met een veiligheidsfactor en 2) als meer gegevens beschikbaar zijn, door een gevoeligheidsverdeling van alle soorten te berekenen en die concentratie te bepalen die een overgroot deel van alle soorten beschermt. De resulterende veilige concentratie kan nu vergeleken worden met de voorspelde of gemeten concentratie in het water. De risicobeoordeling is simpel: als de berekende blootstellingsconcentratie lager is dan de veilige concentratie, de norm, is er geen risico, als deze hoger is, kan er een risico aanwezig zijn. Anders gezegd, als het risicoquotiënt kleiner dan één is, is er geen risico, indien deze groter is dan één, is er mogelijk een risico aanwezig. Mogelijk, want dat hoeft niet, omdat de bovengenoemde simpele methodieken gebaseerd zijn op 'worst-case' aannames.

In Nederland worden de algemene waterkwaliteitsnormen via de eerder genoemde methodieken afgeleid. Vele vragen zijn natuurlijk nog niet beantwoord: welke soorten kunnen dienen als standaard toetssoorten, wat is de hoogte van de veiligheidsfactor, hoeveel en welke toxiciteitsdata heb je nodig om een gevoeligheidsverdeling te mogen berekenen? Etc., etc. Ik zal hier verder niet op ingaan, maar de antwoorden hierop zijn nauwkeurig beschreven in dikke handleidingen (Lepper, 2005; Hansler et al., 2006). Dit is nodig omdat deze normen wettelijk vastgesteld zijn en hun afleiding daarom volledig helder moet zijn.

Waar is de ecologie?

Het vreemde van de bovenstaande methodieken is dat ze geen enkele ecologische grondslag hebben. Is inderdaad alleen de gevoeligheid van soorten belangrijk voor normstelling en het inschatten van de gevolgen van normoverschrijding?

Ik zal u proberen te overtuigen dat het belangrijk is om ecologische theorie in de risicobeoordeling te betrekken. Dit kan op twee manieren, namelijk door het integreren van verschillende biologische organisatieniveaus, de verticale as van figuur 5, en door het ontwikkelen van extrapolatiemethodieken, horizontaal aangegeven in het figuur. Enerzijds kan het begrip van hoe populaties, gemeenschappen en ecosystemen worden aangetast door chemicaliën worden verbeterd door het integreren van de onderzoeksgebieden van toxicologie, chemie, ecologie en bioinformatica op verschillende biologische organisatieniveaus. Anderzijds kan de ecologische risicobeoordeling van chemische stoffen sterk verbeteren door de ontwikkeling van extrapolatiemethoden om de risico's van niet getoetste situaties beter in te schatten (figuur 5).



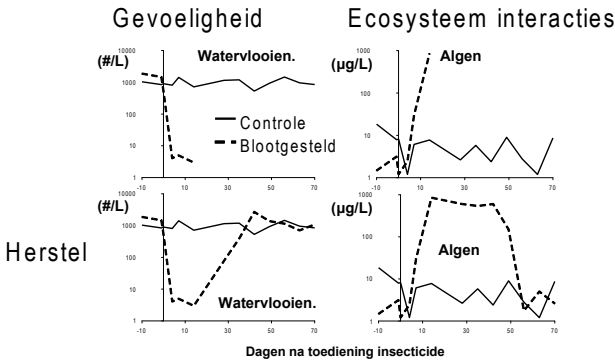
Figuur 5: Conceptueel raamwerk voor de vertaling van de effecten op verschillende biologische organisatieniveaus en de extrapolatie van deze effecten. De verticale dimensie geeft de verspreiding van effecten naar de hogere niveaus van biologische organisatie, terwijl de verklaring van hogere orde-effecten kan worden gevonden op de lagere niveaus. De horizontale dimensie geeft aan dat de effecten die voor een bepaalde situatie zijn ingeschat vaak extrapolatie behoeven naar andere omstandigheden om bruikbaar te zijn voor de risicobeoordeling.

Dit nieuwe wetenschapsgebied noem ik ‘chemische stress ecologie’, wat een subdomein is van de stress ecologie (Van den Brink, 2008). De term ‘stress ecologie’ werd af en toe gebruikt in de jaren ‘70 en ‘80, maar werd geïnstitutionaliseerd in het gebied van de ecotoxicologie en de ecologische risicobeoordeling door Nico van Straalen in 2003 (Barrett et al., 1976; Rapport et al., 1985; Van Straalen, 2003). Door hedendaagse definities van ecologie en stress te combineren, kan het gebied van de chemische stress ecologie worden omschreven als de wetenschappelijke studie naar de gevolgen van chemisch geïnduceerde veranderingen binnen een biologisch systeem op de verspreiding van en de aantallen levende organismen en de interacties tussen organismen onderling en tussen organismen en hun omgeving.

Ecotoxicologische basisprocessen

Binnen de Environmental Risk Assessment groep van Alterra zijn onder de bezielende leiding van Theo Brock de afgelopen jaren vele experimenten naar de veldefecten van bestrijdingsmiddelen uitgevoerd. Hieruit is naar voren gekomen dat drie processen van wezenlijk belang zijn voor de manier waarop soorten en ecosystemen reageren op chemische stress, namelijk 1) intrinsieke gevoeligheid, 2) ecosysteem interactie en 3) herstel. In figuur 6 zijn deze drie processen weergegeven in de vorm van de reactie van de aantallen watervlooiën en algen op de toediening van een insecticide. In alle figuren zijn in doorgetrokken lijnen de aantallen watervlooiën en algen in een niet behandeld ecosysteem weergegeven, terwijl de hoeveelheden in een behandeld ecosysteem in gestippelde lijnen zijn weergegeven. De x-as geeft de tijd weer, de verticale lijn het moment waarop het insecticide is toegediend in het behandelde systeem. Het figuur linksboven laat zien dat het aantal watervlooiën daalt als gevolg van de toediening van het insecticide, een voorbeeld van intrinsieke gevoeligheid. Als reactie hierop neemt het aantal algen toe omdat de graasdruk door watervlooiën afneemt, een voorbeeld van ecosysteem interacties. Omdat het insecticide uit de waterfase verdwijnt door afbraak en adsorptie aan sediment en waterplanten, kunnen de watervlooiën herstellen, zoals linksonder is aangegeven. Hierna neemt het aantal algen af als gevolg van de toegenomen graasdruk. Dit voorbeeld maakt duidelijk dat gevoeligheid maar een van de processen is die de veldefecten van chemische stoffen bepaalt. Een beter begrip van de andere processen is een vereiste voor een betere wetenschappelijke

onderbouwing en ecologische verantwoording van de ecologische risicobeoordeling van chemische stoffen.

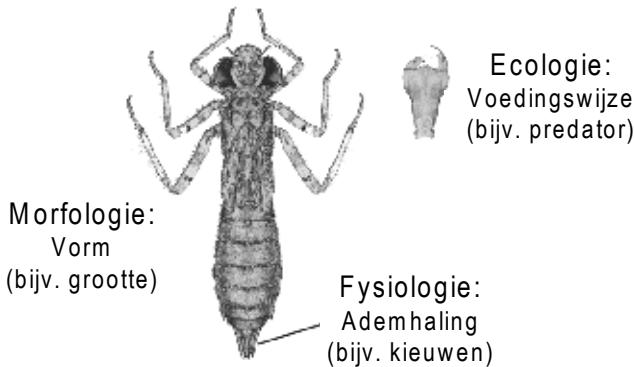


Figuur 6: De drie ecotoxicologische basisprocessen die de reactie van ecosystemen op stressoren bepalen. Het bovenste deel toont links de afname van een gevoelige soort (hier de watervlooien) na de toevoeging van de stressor op dag 0 (direct effect). Het rechter deel toont aan dat als gevolg van de daling van deze grazer de algen toenemen (indirect effect). Het onderste deel toont aan dat als gevolg van de verdwijning van de stressor uit de waterfase en de veerkracht van het ecosysteem, een terugkeer naar het niveau van een onbehandelde controle kan plaatsvinden (herstel).

Gevoeligheid

Tot nu toe heeft de ecotoxicologie meer nadruk gelegd op het verzamelen van gegevens over de gevoeligheid van soorten dan op het verkrijgen van inzicht waarom de ene soort gevoeliger is voor een chemische stof dan de andere. Hoewel de meest kwetsbare groepen op basis van het toxicologisch werkingsmechanisme van chemicaliën verklaard kunnen worden, blijven de oorzaken van de verschillen in gevoeligheid binnen deze groepen onverklaard. Dat insecten gevoelig zijn voor insecticiden is overduidelijk, maar waarom is het ene insect gevoeliger dan het andere?

Ik heb samen met Donald Baird een zienswijze ontwikkeld waarin gevoeligheden van soorten gerelateerd worden aan hun eigenschappen (Baird en Van den Brink, 2007). Deze hypothese veronderstelt dat de stressgevoeligheid van een soort gedeeltelijk verklaard kan worden door eigenschappen die verband houden met de morfologie, levenscycli, fysiologie, voeding, ecologie, etc. (figuur 7). Wij toonden in een eerste, beperkte empirische poging aan dat de verschillen in gevoeligheid tussen soorten verklaard konden worden door verschillen in ademhaling, taxonomie, levensduur en grootte tussen soorten.



Figuur 7: Voorbeelden van eigenschappen van soorten die hun gevoeligheid kunnen beïnvloeden.

Het PhD-project van Mascha Rubach dat loopt bij de vakgroep waaraan ik verbonden ben, maakt gebruik van een meer experimentele en mechanistische aanpak voor het onderzoek naar deze relatie. Mascha veronderstelt dat hoge intrinsieke gevoeligheid van individuen enerzijds kan worden gerelateerd aan een hoge opname en lage uitscheiding van de stof, de toxicokinetiek, en anderzijds aan een hoge activiteit van de stof en een laag herstel op de plek van toxische werking, de toxicodynamiek. Er is weinig bekend over de mechanismen achter deze processen en vooral over het samenspel van deze processen met de biologie van de soorten en het werkingsmechanisme van de chemische stof. Onlangs is er vooruit-

gang geboekt door de ontwikkeling en het testen van het Threshold Damage Model van Roman Ashauer, dat de toxicokinetiek en -dynamiek met elkaar integreert in één model (Ashauer et al., 2007). Mascha heeft radioactieve experimenten uitgevoerd met het insecticide chloorpyrifos om de opname- en eliminatieparameters van 15 verschillende soorten zoetwater geleedpotigen te bepalen. Voorlopige resultaten wijzen erop dat de grootte, de manier van ademen en de voortplanting een relatie hebben met de gevoeligheid van soorten (Rubach et al., 2008). Het is onduidelijk of dit komt door verschillen in opname en/of eliminatie, of dat de verschillen verklaard kunnen worden door verschillen in toxicodynamiek. Daarom worden nu experimenten met een aantal van dezelfde soorten uitgevoerd om de parameters die de toxicodynamiek van de stof beschrijven te bepalen. Dit alles om een beter inzicht te krijgen in welke eigenschappen soorten nu gevoelig maken voor een bepaalde stof, iets dat vreemd genoeg nog nauwelijks onderzocht is. Groter inzicht hierin zal leiden tot een betere schatting van de tussen-soort variatie in gevoeligheid en daardoor tot betere risico-evaluaties, waarin gevoeligheid niet meer een willekeurig attribuut is. Ook kunnen met deze kennis toekomstige experimenten meer toegespitst worden, wat tot een verminderd gebruik van middelen en proefdieren kan leiden.

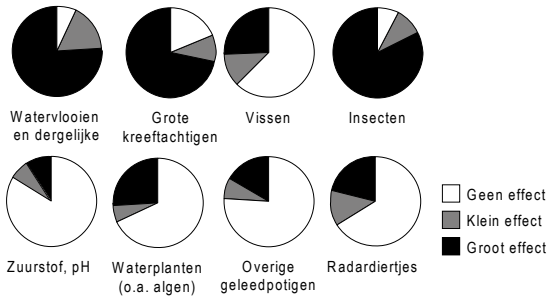
Ecosysteem interacties

Hoewel er modellen bestaan die de effecten van chemische stoffen op voedselwebben beschrijven, zijn microcosms en mesocosms (hierna samen cosms genoemd) momenteel het enige instrument dat routinematig gebruikt wordt voor de risicobeoordeling van bestrijdingsmiddelen op ecosysteemniveau (EU, 2002). Cosms bestaan uit onderdelen van natuurlijke ecosystemen, die zijn samengebracht in een container, bijvoorbeeld een aquarium of een betonnen bak. Deze onderdelen ontwikkelen zich tot een ecosysteem dat qua structuur en functie ingewikkeld genoeg is om als model te dienen voor een natuurlijk ecosysteem. Het gebruik van cosms overbrugt de kloof tussen het laboratorium en het veld, omdat cosms enerzijds een experimentele opzet toelaten en anderzijds realistisch zijn wat betreft ecologische processen en de blootstelling aan de chemische stof (Van Wijngaarden, 2006). In cosm-experimenten worden normaliter een paar replica's niet blootgesteld aan de chemische stof. Deze dienen als referentie. Andere replica's worden

blootgesteld aan verschillende concentraties van de chemische stof, die vergeleken kunnen worden met de onbehandelde referentie. Door het meten van fysisch-chemische parameters en het regelmatig bemonsteren van biologische gemeenschappen kunnen de effecten van de verschillende behandelingen gevolgd worden in de tijd. Hieruit kunnen veilige concentraties afgeleid worden op het populatie-, gemeenschaps- en ecosysteemniveau. Tevens kunnen indirecte effecten en herstel van aangetaste soorten bestudeerd worden. Indirecte effecten zijn effecten die niet een direct gevolg zijn van de blootstelling aan de chemische stof, maar een gevolg zijn van wijzigingen in ecologische interacties, bijvoorbeeld de eerder genoemde toename van de hoeveelheid algen als gevolg van een afname van watervlooien. Indirecte effecten zijn dus een gevolg van ecosysteem interacties, die gebaseerd kunnen zijn op competitie, bijvoorbeeld om voedsel en ruimte, en voedselweb relaties.

Het grote aantal cosm-experimenten dat uitgevoerd is met bestrijdingsmiddelen heeft ons in staat gesteld om een empirisch model te ontwikkelen (Van den Brink et al., 2002; 2006a). Het PERPEST-model bevat een database waarin alle effecten die gerapporteerd zijn in cosm-experimenten bij elkaar gebracht zijn. Met behulp van deze database kan PERPEST de effecten van een niet-getoetste concentratie van een bestrijdingsmiddel of zelfs van ongeteste bestrijdingsmiddelen op ecosysteemniveau voorspellen. Figuur 8 laat zien wat de kans op geen, een klein of een groot effect op verschillende eindpunten is als gevolg van een blootstelling aan 1 µg/L van het insecticide chloorpyrifos. Zowel de directe effecten (bovenste rij) op de watervlooien als de indirecte effecten (onderste rij) op de algen worden voorspeld. Dit model laat zien dat, hoewel wij de ecologische processen die betrokken zijn bij de vertaling van directe effecten naar indirecte effecten maar beperkt begrijpen, we deze nog steeds kunnen integreren in onze risico-evaluaties met behulp van empirische benaderingen. Het gebruik van bioinformatica is een grote uitdaging voor ecologische risicobeoordeling, die het volledige potentieel van de historische gegevens die zijn gegenereerd door ecologen en ecotoxicologen kan ontsluiten. Zo hebben Robbert Luttik en Tom Aldenberg van het RIVM al in 1997 op basis van beschikbare gevoeligheden van vogels en zoogdieren voor bestrijdingsmiddelen een methodiek ontwikkeld om de gevoeligheid van een enkele soort te extrapoleren naar

alle soorten (Luttik en Aldenberg, 1997). Dit is van extra belang omdat proeven met deze diersoorten natuurlijk tot het minimum beperkt dienen te worden.



Figuur 8: Voorbeeld van de uitvoer van het PERPEST-model. De voorspelde effecten van 1 µg/L van het insecticide chloorpyrifos zijn samengevat in kansen dat een bepaald effect optreedt voor 8 verschillende eindpunten.

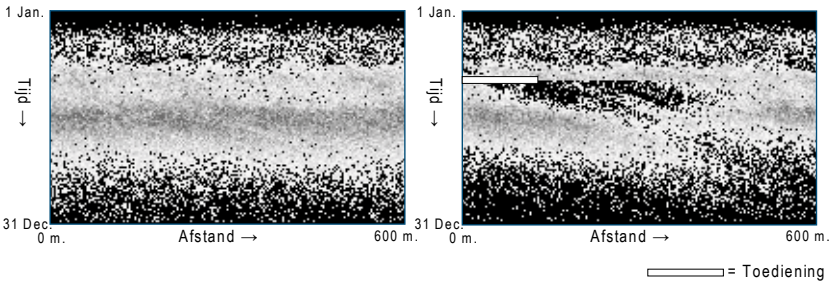
Herstel

Het beschermingsdoel van de diverse EU-richtlijnen is vaak niet gedefinieerd op het niveau van het individu maar op populatieniveau. In deze richtlijnen wordt vaak aangegeven dat als herstel plaatsvindt, een bepaalde mate van effect aanvaardbaar is. Herstel van soorten is contextspecifiek, d.w.z. variabel in ruimte en tijd, en dus niet een constante parameter die ondubbelzinnig gebruikt kan worden in een ecologische risicobeoordeling. Herstel kan dus alleen bestudeerd worden door het definiëren van scenario's en het ontwikkelen van computermodellen die de blootstelling aan de chemische stof, de toxiciteit, de bewegingspatronen en levenscyclus van een soort op landschapsniveau integreren. Populatiemodellen zijn in staat de dynamiek van de populatiedichtheid of de verspreiding van een soort in een bepaald landschap te simuleren.

Voor het bepalen van hersteltijden na chemische stress heeft Hans Baveco van Alterra een populatiemodel ontwikkeld, dat de effecten op en het herstel van de

waterluis *Asellus aquaticus* na blootstelling aan een insecticide voorspelt (Van den Brink et al., 2007). Het MASTEP-model gebruikt een ruimtelijke en temporele blootstelling als gevolg van verschillende realistische toepassingen van een insecticide als input. Het model integreert processen die de sterfte, de levensgeschiedenis, de dichtheidafhankelijkheid van de populatieregulatie en de beweging door lopen en drift van de waterluis, beschrijven.

Figuur 9 geeft een voorbeeld van een uitvoer van het MASTEP-model. De verticale as geeft de tijd weer; de bovenkant van het figuur stelt 1 januari voor, terwijl de onderkant 31 december weergeeft. De horizontale as geeft de afstand in een stroompje van 600 meter weer. Zwart geeft afwezigheid van de waterluis weer, wit lage aantallen, terwijl de grijze kleur hoge aantallen weergeeft. We zien dat de aantallen in de winter erg laag zijn en dat er een eerste reproductie van de overwinterende populatie plaatsvindt in het voorjaar. Na een kleine voorjaarspiek nemen de aantallen weer iets af door sterfte, waarna de zomerpiek plaatsvindt door een nieuw reproductiemoment. Daarna nemen de aantallen weer af en slechts een klein aantal individuen overwintert.



Figuur 9: Visuele representatie van de dynamiek van de aantallen waterluizen in een ongestoord stroompje (links) en voor en na toediening van een insecticide aan de eerste 100 meter (rechts). De x-as geeft de aantallen over een traject van 600 meter weer (iedere meter voegt een kolom van puntjes toe), terwijl de y-as de tijd weergeeft (iedere dag voegt een rij van puntjes toe). Zwart geeft afwezigheid van de waterluis weer, wit lage aantallen, terwijl de grijze kleur hoge aantallen weergeeft.

Rechts in figuur 9 zien we wat er gebeurt na een voorjaarstoediening van een hoge dosis van een insecticide aan de eerste 100 meter van het stroompje, aangegeven door de witte lijn. De aantallen zijn in deze 100 meter direct gereduceerd tot nul terwijl ook stroomafwaarts sterfte plaatsvindt omdat het insecticide meegevoerd wordt door de stroming. Wel zien we een snel herstel optreden in de blootgestelde 100 meter doordat individuen het getroffen gebied herkoloniseren door erin te wandelen of door drift met waterplanten, die door de stroming meegenomen worden. We zien nu dat de zomerpiek beduidend lager is op een plek die initieel niet blootgesteld was, namelijk het midden van het stroompje. Dit is een gevolg van het uitblijven van drift doordat bovenstrooms sterfte optrad. Dit voorbeeld geeft aan dat zowel de lotgevallen als de effecten van chemische stoffen een ruimtelijke en temporele dimensie hebben.

Om MASTEP uit te breiden voor meer soorten en complexere landschappen is het PhD-project van Nika Galic gestart in september 2007 (Galic et al., 2008). Het doel van dit project is het ontwikkelen van modellen die hersteltijden van soorten kunnen bepalen als functie van hun levenscyclus, bewegingspatroon, reproductie, etc., alsmede van de ruimtelijke en ecologische infrastructuur van het landschap en de ruimtelijke en temporele blootstelling aan de chemische stof in kwestie. Een belangrijk aandachtspunt zal zijn om het model ook geschikt te maken voor vliegende insecten, waardoor de aanwezigheid van waterlichamen die niet met elkaar verbonden zijn ook van belang wordt.

Tabel 1 geeft een overzicht van de verschillende methodieken die de drie ecotoxicologische basisprocessen beschrijven. Het overzicht is evolutionair van opzet, in de zin dat eerst begonnen wordt met het uitvoeren van experimenten en dat daarna empirische methodieken ontwikkeld worden om de grote lijn uit een veelvoud van experimentele resultaten te halen. Op basis van het toegenomen begrip kunnen vervolgens mechanistische modellen ontwikkeld worden. Voor alle drie de basisprocessen zijn de experimentele methodieken ver ontwikkeld, terwijl de empirische methodieken als SSD en in mindere mate PERPEST de laatste 10 jaar ook internationaal geaccepteerde tools zijn (Maltby et al., 2005; Lepper, 2005; Van den Brink et al., 2006b).

. . .

Tabel 1: Overzicht van experimentele, empirische en mechanistische methoden die de drie ecotoxicologische basisprocessen, die de reactie van ecosystemen op stressoren bepalen, kunnen beschrijven.

	Gevoeligheid	Indirecte effecten	Herstellpatronen
Experimenten	Lab toetsen	Cosms	Cosms
Empirisch model	SSD	PERPEST	(PERPEST)
Mechanistisch model	TK/TD	Voedselweb-modellen	MASTEP e.a.

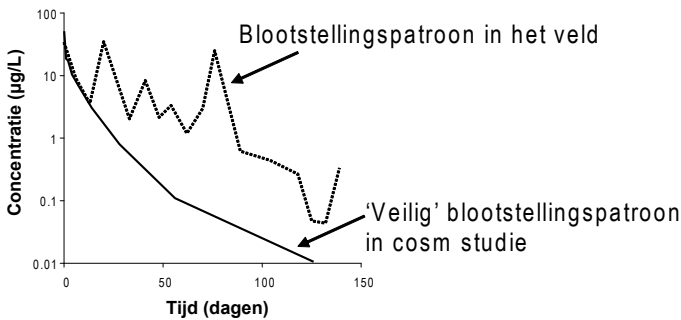
Extrapolatie

Eén van de grootste uitdagingen van de chemische stress ecologie is het ontwikkelen van methodieken, modellen, vuistregels, etc., die gebruikt kunnen worden om effecten en herstellpatronen te extrapoleren naar een andere situatie dan waarin ze gemodelleerd of geobserveerd zijn. Kan de gevoeligheid van een Europese soort gebruikt worden in een Noord-Amerikaanse risicobeoordeling? Hoe beschermend is een veilige concentratie afgeleid van een door algen gedomineerd ecosysteem voor een ecosysteem dat gedomineerd wordt door hogere waterplanten? Twee typen extrapolatie beschouw ik als de meest belangrijke voor de ecologische risicobeoordeling van chemische stoffen en deze vormen daarom de focus van het gebied van de chemische stress ecologie; namelijk extrapolatie tussen blootstellingspatronen, en in tijd en ruimte (Brock et al., 2008a; 2008b; 2009).

Blootstellingspatronen

De risico's van chemische stoffen voor aquatische ecosystemen worden vaak beoordeeld door het uitvoeren van experimenten met een bepaalde blootstelling (bijv. één toediening), die niet noodzakelijkerwijs overeenkomt met de blootstelling die geëvalueerd wordt in de risicobeoordeling (bijv. meerdere toedieningen), zoals weergegeven in figuur 10. Voor een adequate koppeling van blootstelling en effecten moeten de resultaten van deze (bijv. cosm-)experimenten geëxtrapoléerd worden naar een ander blootstellingspatroon. In september vorig jaar is Mazhar Iqbal Zafar gestart met een PhD-project dat empirische, experimentele en modelmatige methoden ontwikkelt om deze extrapolatie uit te voeren (Zafar et al., 2008). Het project is begonnen met een literatuurstudie om de verschillende

blootstellingspatronen die gebruikt worden in cosm-experimenten en haar effecten te categoriseren. Hierdoor kunnen de overeenkomsten in effecten van verschillende blootstellingspatronen vergeleken worden. Is bijvoorbeeld voor een chemische stof de hoogste piek van de blootstellingsconcentratie van belang voor de biologische effecten of juist de gemiddelde blootstelling? Is het hier met een doorgetrokken lijn weergegeven blootstellingspatroon dat 'veilig' voor het cosm-ecosysteem was, ook veilig voor het veld, gegeven het andere blootstellingspatroon aangegeven met een gestippelde lijn? Als alleen de piek van belang is wel, maar als de gemiddelde blootstelling de effecten bepaalt zeker niet (figuur 10). Deze vergelijking levert naar verwachting vuistregels op voor het extrapoleren van effecten tussen blootstellingspatronen. Afgelopen zomer is Mazhar gestart met het uitvoeren van cosm-experimenten om deze vuistregels te verifiëren of te falsificeren.



Figuur 10: Blootstellingspatroon zoals geëvalueerd in een cosm-experiment (doorgetrokken lijn) en één die gemeten is in het veld (gestreepte lijn).

Een meer mechanistische benadering om te extrapoleren tussen blootstellingspatronen wordt mede uitgewerkt in het al eerder genoemde PhD-project van Mascha Rubach samen met Roman Ashauer van het EAWAG-instituut in Zwitserland. Zij gebruiken het Threshold Damage Model voor de beschrijving van de toxicokinetiek en toxicodynamiek van het insecticide chloorpyrifos in verschillende geleedpotigen. Dit model kan gebruikt worden om de effecten van ieder

mogelijk blootstellingspatroon op individuen van deze soorten te beschrijven (Ashauer et al., 2007). Het ligt voor de hand dit model te integreren in de metapopulatiemodellen die ontwikkeld worden binnen het PhD-project van Nika Galic, zodat een model ontstaat dat de effecten van een chemische stof op het receptorniveau van het individu vertaalt naar effect- en herstelpatronen op landschapsniveau.

Tijd en ruimte

Omdat aquatische ecosystemen dynamisch zijn, kunnen de effecten van chemische stoffen afhankelijk zijn van het seizoen waarin de blootstelling plaatsvindt. Factoren zoals de ontwikkelingsfase en de groeisnelheid van de blootgestelde organismen, de energiebalans van het voedselweb en de temperatuur op het tijdstip van de blootstelling kunnen zowel de soortensamenstelling als de fitheid van het ecosysteem beïnvloeden (Stuijzand et al., 2000; Heugens et al., 2003).

Kate Willis en anderen onderzochten in 2004 de seizoensgebonden verschillen in effecten van het fungicide pentachloorfenol door toepassingen in de lente, zomer, herfst en winter te evalueren in verschillende experimenten (Willis et al., 2004). Multivariate statistische analyses toonden aan dat de samenstelling van de planktongemeenschap verschilde tussen de seizoenen. De directe effecten van pentachloorfenol varieerden slechts een klein beetje tussen de seizoenen, in tegenstelling tot de indirecte effecten.

Natuurlijke populaties en gemeenschappen zijn ruimtelijk heterogeen en kunnen daarom variëren in hun respons op chemische stress. Het is echter financieel noch praktisch mogelijk om een groot aantal chemische stoffen te toetsen in een groot aantal verschillende ecosystemen op verschillende locaties. Daarom is de ruimtelijke extrapolatie van ecotoxicologische effecten belangrijk voor de ecologische risicobeoordeling (Brock et al., 2008b).

Verschiede leefomgevingen (bijvoorbeeld beekjes en meren) zijn zeer verschillend qua structuur en functioneren, waardoor ook hun gevoeligheid voor, indirecte effecten en herstelpatronen na chemische stress kunnen verschillen. Weinig cosm-experimenten hebben de gevolgen van verschillen in leefomgeving voor de effecten

van chemische stoffen geëvalueerd. Collega Ivo Roessink en anderen beschreven in 2005 de effecten van het insecticide lambda-cyhalothrin op twee verschillende leefomgevingen, namelijk door hogere waterplanten en algen gedomineerde systemen. De leefomgevingen reageerden verschillend op hetzelfde blootstellingspatroon, hoewel de veilige concentraties vergelijkbaar waren (Roessink et al., 2005).

Literatuurstudies door onder andere collega's Theo Brock en René van Wijngaarden hebben de resultaten van cosm-experimenten met dezelfde bestrijdingsmiddelen in verschillende geografische zones met elkaar vergeleken (Brock et al., 2006; Van Wijngaarden et al., 2005). Deze vergelijking omvat niet alleen geografische variatie, maar ook variatie in ecosysteemstructuur, seizoen en blootstelling. Tabel 2 geeft aan dat er geen verschil is in veilige concentratie voor het insecticide chloorpyrifos tussen experimenten uitgevoerd in Nederland, Noord-Amerika, Australië, Spanje en Thailand. De tabel geeft aan dat bij een blootstelling aan 0.1 µg/L chloorpyrifos in de meeste gevallen geen effecten, en in één geval kleine effecten werden waargenomen.

Tabel 2: Indeling van de meest gevoelige eindpunten in cosm-experimenten die de ecologische impact van een enkelvoudige toepassing van het insecticide chloorpyrifos evalueren. Blootstellingsconcentraties zijn nominaal en uitgedrukt in µg/L (referenties: zie Van den Brink, 2008).

Geen effect bij conc.:	Klein effect bij conc.:	Groot effect bij conc.:	Binnen/ Buiten	Land
0.1		5	Buiten	Australië
0.01	0.1	1	Binnen	Nederland
0.1	0.3	1	Buiten	USA
0.1		0.9	Buiten	Nederland
0.1		1	Binnen	Nederland
0.1		1	Binnen	Nederland
0.1		1	Buiten	Spanje
0.1		1	Buiten	Thailand

Vanwege de groeiende bezorgdheid over de risico's die samenhangen met het gebruik van bestrijdingsmiddelen in de tropen, is de extrapolatie van de respons die is waargenomen in gematigde gebieden naar tropische ecosystemen erg belangrijk. Michiel Daam en anderen hebben de laatste 5 jaar cosm-experimenten uitgevoerd in Thailand om de effecten van individuele toepassingen van het insecticide chloorpyrifos, het herbicide linuron en het fungicide carbendazim, in afzonderlijke experimenten te evalueren (Daam et al., 2008; 2009a; 2009b). Hun algemene conclusie was dat de drempelwaarden uit deze tropische cosm-experimenten vergelijkbaar of hoger waren dan die uit gematigde experimenten. Wederom bleken indirecte effecten en herstelpatronen zeer context-afhankelijk te zijn, en dus niet rechtstreeks te extrapoleren van de ene klimaatzone naar de andere. In de nabije toekomst zijn, via PhD-projecten, cosm-experimenten gepland in Zuid-Afrika en Brazilië, om meer empirisch bewijs te verzamelen voor de geografische extrapolatie en om te ontrafelen welke factoren de verschillen in blootstellingsdynamiek, indirecte effecten en herstelpatronen bepalen.

Deze voorbeelden geven aan dat drempelwaarden niet verschillen tussen leefomgevingen, seizoenen en geografische zones, maar indirecte effecten en herstelpatronen wel. Dit betekent dat er in de toekomst modellen nodig zijn om indirecte effecten en herstelpatronen waargenomen in cosm-experimenten te extrapoleren naar de specifieke situatie die van belang is voor de risicobeoordeling. Zoals al eerder opgemerkt is, worden herstelmodellen ontwikkeld binnen het PhD-project van Nika Galic. De indirecte effecten kunnen geëxtrapoleerd worden door gebruik te maken van de voedselwebmodellen zoals die ontwikkeld zijn door verschillende onderzoeksgroepen, waaronder het nog steeds baanbrekende werk van Theo Traas en collega's van het RIVM (Traas et al., 2004). Deze modellen moeten verder ontwikkeld en gevalideerd worden, zodat zij geschikt zijn voor gebruik in de toelatingsprocedure en het inschatten van de gevolgen van normoverschrijding.

Het normen-mijneveld

Het gebruik van de eerder genoemde eenvoudige technieken voor generieke normstelling heeft zeker zijn waarde aangetoond. Deze normen zijn wel bescher-

mend, maar geven geen uitsluitsel over de gevolgen van een normoverschrijding. Tevens kunnen zij niet gebruikt worden als het beschermingsdoel kleine, kortduurende effecten toelaat, zoals het geval is in sommige EU-richtlijnen. Als de werkelijke ecologische risico's in het veld ingeschat moeten worden, is de generieke benadering onvoldoende. Om een ecologisch risico te bepalen zullen ook ecologische data en theorie gebruikt moeten worden!

Er is nationaal een debat gaande welke normen waar gebruikt moeten worden voor de inschatting van de ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen. Er zijn namelijk twee potentieel concurrerende benaderingen: een norm voor de algemene waterkwaliteit, het Maximaal Toelaatbaar Risico, MTR, die in Nederland onder verantwoordelijkheid van het ministerie van VROM vastgesteld wordt, en anderzijds een toelatingsnorm die in Nederland door het College Toelating Gewasbeschermingsmiddelen en Biociden (CTGB) gebruikt wordt bij de toelating van bestrijdingsmiddelen. De eerste norm, het MTR, is voornamelijk gebaseerd op resultaten van lab-toxiciteitstoetsen. Hierbij spelen ecologische criteria nauwelijks een rol. Op het moment wordt het CTGB gedwongen om niet de toelatingsnorm, maar het MTR te gebruiken bij de toelating, hetgeen een duidelijke stap terug is in de ecologische onderbouwing. De behoefte aan simpele en generieke methodieken kan ik mij wel voorstellen, maar om de gevolgen van normoverschrijdingen en/of het optreden van kleine effecten realistisch in te schatten, voldoen methodieken die alleen gebruik maken van de gevoeligheden van individuen in een laboratorium gewoon niet.

Wat willen we nu eigenlijk beschermen?

Complexe methodieken zijn vaak bekritiseerd vanwege hun gebrek aan duidelijke criteria over welke effecten aanvaardbaar zijn en welke niet. Is bijvoorbeeld een neergang van watervlooiën voor de duur van twee weken zoals geobserveerd in een cosm-experiment aanvaardbaar? Is een hersteltijd voor de waterluis van 4 weken zoals berekend door het MASTEP-model aanvaardbaar? In de EU-wetgeving is nu opgenomen dat er geen onaanvaardbare effecten mogen optreden, terwijl verantwoordelijke instanties hebben nagelaten aanvaardbare effecten te omschrijven in termen van kwantificeerbare eindpunten (EU, 1997). In feite

• • •

moeten we blij zijn dat de ecologische methodieken de discussie omtrent deze beschermdoelen voedt en zo wetenschappers stimuleert om verder onderzoek te doen naar de fundamentele vragen van oorzaak en gevolg van ecosysteemveranderingen na chemische stress (Van den Brink, 2006). Ik ben er zeker van dat de tijd rijp is dat academici, risicobeoordelaars, risicomangers en mensen van de industrie op basis van een eerlijke discussie tot een beschrijving van de beschermdoelen kunnen komen.

Om dit te bereiken zal de discussie wel op een rationele manier gevoerd moeten worden. Het is natuurlijk als academicus erg vermakelijk om een discussie tussen een lid van het Europese parlement en een vertegenwoordiger van de chemische industrie bij te wonen, waar de ene moord en brand schreeuwt alsof de chemische industrie moedwillig het milieu verpest en de ander het hoofd geheel in het zand steekt en meent dat er niets aan de hand is. Maar het helpt het probleem niet verder. De ECPA, zeg maar een groep die de chemische industrie vertegenwoordigt, heeft een pamflet uitgebracht waarin op 'komische' wijze de nieuwe regelgeving van de EU positief ondersteund wordt door de kevers die het gewas opeten. Bij deze ridicule voorstelling van zaken is niemand gebaat en om deze polarisatie het hoofd te bieden hebben alle betrokkenen, inclusief de industrie, de morele taak om te zorgen dat het debat op wetenschappelijke gronden gevoerd wordt, om zo enerzijds de voedselvoorziening en anderzijds de bescherming van het milieu veilig te stellen.

Een vazal van de industrie?

De Alterra-groep waartoe ik behoor, werkt samen met alle belanghebbenden die betrokken zijn bij de risicobeoordeling van bestrijdingsmiddelen: het ministerie van landbouw, de chemische industrie, de overige ministeries, het CTGB en de EU. Hierdoor zijn wij niet afhankelijk van een broodheer, maar van vele. Hierdoor is ook onze onafhankelijkheid en hiermee onze reputatie en geloofwaardigheid het grootste goed dat wij hebben.

Onafhankelijkheid is niet iets wat je alleen vastlegt in een document zoals een kamerstuk of statuut, maar is iets wat vaak bediscussieerd moet worden binnen de

groep aan de hand van concrete casussen. Alleen zo kan voorkomen worden dat een geleidelijke blindheid ontstaat en dat men steeds meer de argumentatie van haar opdrachtgevers over gaat nemen.

Natuurlijk hebben wij onze onafhankelijkheid ook vastgelegd in een gedragscode waarin beschreven wordt dat wij onpartijdig zijn, ons laten leiden door wetenschappelijke inzichten en dat we voor hetzelfde probleem maar een partij kunnen dienen. Aangezien onafhankelijkheid moeilijk te bewijzen is, kunnen we uiteindelijk alleen transparantie en herleidbaarheid van conclusies bieden. Dit doen wij door het wetenschappelijk publiceren van onderzoeksresultaten en het uitvoeren van experimenten onder Good Laboratory Practice.

Zoals velen van jullie waarschijnlijk weten, ben ik dit jaar de president geworden van de Europese tak van de Society of Environmental Toxicology and Chemistry (www.setac.org). Eén van de belangrijkste doelen van deze beroepsvereniging is om mensen uit de industrie, academia en regelgeving bij elkaar te brengen om zo problemen gezamenlijk te bespreken en het hoofd te bieden. Dit heeft geresulteerd in vele discussies, workshops, handleidingen, sessies tijdens congressen etc. die door alle drie de groepen van belanghebbenden gedragen worden en daarmee werkelijk het vakgebied verder geholpen hebben. Ondanks de polemiek die af en toe om ons heen opduikt rond de risicobeoordeling van chemische stoffen moeten we zeker op deze weg verder gaan.

Betekenis van deze leerstoel voor Alterra en Wageningen Universiteit

Qua onderzoek betekent deze leerstoel vooral doorgaan! De Environmental Risk Assessment-groep van Alterra en de leerstoelgroep Aquatische ecologie en waterkwaliteitsbeheer van Wageningen Universiteit werken al meer dan 20 jaar samen op het gebied van de ecologische effecten van bestrijdingsmiddelen. Onder aanvoering van Theo Brock, Jan Cuppen, Ronald Gylstra en Ellen van Donk zijn al vele gezamenlijke experimenten uitgevoerd, die tot een veelheid van publicaties geleid hebben. Op het moment werken drie AIO's op de scheidslijn van beide groepen, wat veel voordelen oplevert. Voor Alterra levert dit nieuwe projecten op, die verder gaan dan het onderzoek dat normaal bij Alterra plaatsvindt. Voor de

. . .

universiteit heeft het als voordeel dat zij een breder vakgebied kan bestrijken en dat er zowel MSc- als PhD-studenten bij deze projecten betrokken zijn. Tevens kunnen door deze samenwerking de grote onderzoekslaboratoria, zowel binnen als in het veld, makkelijker in stand gehouden worden.

Graag zou ik het vakgebied van de chemische stress ecologie ook in het onderwijs willen uitdragen. Helaas is het moeilijk om nieuwe onderwerpen aan het huidige onderwijscurriculum toe te voegen. Graag onderzoek ik samen met mijn collega-ecotoxicologen Bart Koelmans, Tinka Murk en Jan Kammenga mogelijkheden om dit vakgebied verder onder de aandacht van studenten te brengen, bijvoorbeeld via een nieuwe BSc-minor.

Dank!

En dan zijn we alweer aan het dankwoord toe!

In de eerste plaats dank ik de Raad van Bestuur en de leden van de Toetsingscommissie voor het gestelde vertrouwen. Ik zal mijn uiterste best doen dit niet te beschamen. Verder was deze leerstoel niet mogelijk geweest zonder de inzet van het hoofd van de leerstoelgroep, Marten Scheffer, en de leiding van het Centrum voor Water en Klimaat, Kees van 't Klooster en Wim Cofino, waarvoor dank! Ook wil ik Bayer en Syngenta bedanken voor hun support en de gegeven vrije hand en het vertrouwen.

Mijn grootste dank gaat uit naar mijn leermeester Theo Brock. Zonder hem had ik waarschijnlijk niet hier gestaan. Een mooiere combinatie van docent, ecologisch geweten, eigenwijsheid, pragmatisme en vooral ook veel humor had ik niet als leermeester kunnen hebben. Dank je, Theo!

Verder dank ik ook mijn andere collega's en oud-collega's van beide groepen. Ik ben me er terdege van bewust dat een hoop van wat ik doe mogelijk is door jullie inzet, en dat, als zo vaak, er één met de eer gaat strijken. Hierbij wil ik met name René van Wijngaarden, Ivo Roessink, Steven Crum en Rik van den Bosch bedanken voor het oplossen van vele problemen en probleempjes, als gevolg van een, laat ik het maar optimistische, onderzoeksblik noemen.

Een andere leermeester van mij is Cajo ter Braak. Helaas werken we de laatste tijd wat minder samen omdat we ieder een iets andere kant op zijn gegaan, maar ik heb nog steeds fantastische herinneringen aan onze samenwerking en persoonlijke ontmoetingen!

Natuurlijk zou dit alles geen zin hebben zonder de AIO's. Ik dank Mascha Rubach, Nika Galic en Mazhar Iqbal Zafar voor de geweldige en inspirerende samenwerking. Het is een feest om met leuke, slimme mensen samen te werken en zonder jullie zou deze leerstoel niet nu al zoveel inhoud hebben!

Doordat ik veel projecten buiten Nederland uitvoer, ben ik veel dank verschuldigd aan collega's over de hele wereld. Ik zal ze hier niet allemaal noemen, omdat ze hier toch niet aanwezig zijn, maar ik voel me erg bevoorrecht om met hen samen te werken, vriendschappen te onderhouden en op te bouwen, en mijn blikveld te verruimen. Ook dank ik mijn vele Nederlandse collega's van de andere universiteiten en het RIVM. Ik hoop dat we nog lang gezamenlijk kunnen optrekken.

Ook dank ik natuurlijk mijn ouders. Zonder hen had ik zeker niet hier gestaan. Jammer dat pa er niet meer bij kan zijn en ma, je interesse en aandacht doen mij altijd erg goed! Ook wil ik natuurlijk mijn twee lieve zussen bedanken voor de leuke tijd die we samen hebben en wat betreft mijn collega en broer Nico, uiteindelijk is de 'confusing sibling award', die we het afgelopen SETAC-congres in Sydney hebben gewonnen, toch de mooiste prijs...

Marieke wil ik danken voor het heerlijke afgelopen jaar, ik zie uit naar het vervolg!

Dames en heren, ik dank u voor uw aandacht.

Ik heb gezegd.

Referenties

- Ashauer R., A.B.A. Boxall en C.D. Brown. 2007. New ecotoxicological model to simulate survival of aquatic invertebrates after exposure to fluctuating and sequential pulses of pesticides. *Environ. Sci. Technol.* 41: 1480-1486.
- Baird D.J. en P.J. van den Brink. 2007. Using biological traits to predict species sensitivity to toxic substances? *Ecotox. Environ. Saf.* 67: 296-301.
- Barrett G.W., G.M. van Dyne en EP Odum. 1976. *Stress Ecology*. *BioScience* 26: 192-194.
- Brock T.C.M., G.H.P. Arts, L. Maltby en P.J. van den Brink. 2006. Aquatic risks of pesticides, ecological protection goals and common aims in EU Legislation. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2: e20-e46.
- Brock T.C.M., K. Solomon, R.P.A. van Wijngaarden en L. Maltby. 2008a. Temporal extrapolation in ecological effect assessment of chemicals. In: *Extrapolation practice for ecological effect and exposure characterization of chemicals*, Solomon K.R., T.C.M. Brock, D. de Zwart, S.D. Dyer, L. Posthuma, S.M. Richards, H. Sanderson, P.K. Sibley en P.J. van den Brink (eds.) SETAC, CRC press. Boca Raton F.L., USA.
- Brock T.C.M., L. Maltby, C. Hickey, J. Chapman en K. Solomon. 2008b. Spatial extrapolation in ecological effect assessment of chemicals. In: *Extrapolation practice for ecological effect and exposure characterization of chemicals*, Solomon K.R., T.C.M. Brock, D. de Zwart, S.D. Dyer, L. Posthuma, S.M. Richards, H. Sanderson, P.K. Sibley en P.J. van den Brink (eds.) SETAC, CRC press. Boca Raton F.L., USA.
- Brock T.C.M., A. Alix, C. Brown, E. Capri, B. Gottesbueren, F. Heimbach, C. Lythgo, R. Schulz en M. Streloke. 2009. Linking aquatic exposure and effects in the registration procedure of plant protection products (results from the ELINK workshops). SETAC, Pensacola, USA.
- Cairns J., 1983. Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? *Hydrobiologia* 100: 47-57
- Daam M.A, S.J.H. Crum, P.J. van den Brink en A.J.A. Nogueira. 2008. Fate and effects of the insecticide chlorpyrifos in outdoor plankton-dominated microcosms in Thailand. *Environ. Toxicol. Chem.* 27: 2530 – 2538.
- Daam M.A., A. Rodrigues, P. J. van den Brink en A.J.A. Nogueira. 2009a.

- Ecological effects of the herbicide linuron in tropical freshwater microcosms. *Ecotox. Environ. Saf.* 72: 410 – 423.
- Daam M.A., P.J. van den Brink en A.J.A. Nogueira. 2009b. Sensitivity of macroinvertebrates to carbendazim under semi-field conditions in Thailand: implications for the use of temperate toxicity data in a tropical risk assessment of fungicides. *Chemosphere*.
- EU. 1997. Council Directive 97/57/EC of September 21, 1997; Establishing annex VI to Directive 91/414/EEC Concerning the placing of plant protection products on the market. *Official Journal of the European Communities* L265: 87-109.
- EU. 2002. Guidance document on aquatic toxicology in the context of the Directive 91/414/EEC. Working Document of the European Commission Health & Consumer Protection Directorate-General. Brussel, België.
- Galic N., J.M. Baveco en P.J. van den Brink. 2008. Predicting the recovery of aquatic invertebrates in space and time. Abstract voor een poster presentatie tijdens de 18e annual meeting van SETAC Europe, Warschau, Polen.
- Hansler R.J., T.P. Traas en W.C. Mennes. 2006. Handreiking voor de afleiding van indicatieve milieukwaliteitsnormen. RIVM rapport 601503024/2006, RIVM, Bilthoven, Nederland.
- Heugens E.H.W., L.T.B. Tokkie, M.H.S. Kraak, A.J. Hendriks, N.M. van Straalen en W. Admiraal. 2003. Population growth of daphnia magna under multiple stress conditions: joint effects of temperature, food, and cadmium. *Environ. Toxicol. Chem.* 25: 1399–1407.
- Lepper P., 2005. Manual on the methodological framework to derive environmental quality standards for priority substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC) Report. Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Duitsland.
- Luttik R. en T. Aldenberg. 1997. Assessment factors for small samples of pesticide toxicity data: special focus on LD50 values for birds and mammals. *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 1785–1788.
- Maltby L., N. Blake, T.C.M. Brock en P.J. van den Brink. 2005. Insecticide species sensitivity distributions: the importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* 24: 379-388.

- Newman M.C. en M.A. Unger. 2003. *Fundamentals of Ecotoxicology*. CRC Press LLC, Mouth Mouse, Florida, USA.
- Odum E. P., 1984. The Mesocosm. *Bioscience* 34: 558–562.
- Posthuma L., G.W. Suter, T.P. Traas (eds.). 2002. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Lewis Publishers: Boca Raton, USA.
- Rapport D.J., H.A. Regier en T.C. Hutchinson. 1985. Ecosystem behavior under stress. *The American Naturalist* 125: 617-640.
- Roessink I., G.H.P. Arts, J.D.M. Belgers, F. Bransen, S.J. Maund en T.C.M. Brock. 2005. Effects of lambda-cyhalothrin in two ditch microcosm systems of different trophic status. *Environ. Toxicol. Chem.* 24: 1684–1696.
- Rubach M.N., R. Ashauer, D. Baird, S.J. Maund, M. Hamer en P.J. van den Brink. 2008. A trait-based study of Arthropod sensitivity to pesticides. Abstract voor een platform presentatie tijdens het 5e SETAC World Congress, Sydney, Australië.
- Stuijtzand S.C., L. Poort, G.D. Greve, H.G. van der Geest en M.H.S. Kraak. 2000. Variables determining the impact of diazinon on aquatic insects: taxon, developmental stage, and exposure time. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 582–587.
- Traas T.P., J.H. Janse, P.J. van den Brink, T.C.M. Brock en T. Aldenberg. 2004. A freshwater food web model for the combined effects of nutrients and insecticide stress and subsequent recovery. *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 521-529.
- Van den Brink P.J., J. Roelsma, E.H. van Nes, M. Scheffer en T.C.M. Brock. 2002. PERPEST, a Cased-Based Reasoning model to predict ecological risks of pesticides. *Environ. Toxicol. Chem.* 21: 2500-2506.
- Van den Brink P.J., CD Brown en I.G. Dubus. 2006a. Using the expert model PERPEST to translate measured and predicted pesticide exposure data into ecological risks. *Ecological Modelling* 191: 106-117.
- Van den Brink P.J., N. Blake, T.C.M. Brock en L. Maltby. 2006b. Predictive value of Species Sensitivity Distributions for effects of herbicides in freshwater ecosystems. *Journal of Human and Ecological Risk Assessment* 12: 645-674.
- Van den Brink P.J., 2006. Response to recent criticism on aquatic (semi-) field studies experiments: opportunities for new developments in ecological risk

- assessment of pesticides. Letter to the editor. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2: 202-203.
- Van den Brink P.J., J. Verboom, J.M. Baveco en F. Heimbach. 2007. An individual-based approach to model spatial population dynamics of invertebrates in aquatic ecosystems after pesticide contamination. *Environ. Toxicol. Chem.* 26: 2226-2236.
- Van den Brink, P.J., 2008. Ecological risk assessment: from book-keeping to chemical stress ecology. *Environ. Sci. Technol.* 42: 8999 – 9004.
- Van Straalen N.M., 2003. Ecotoxicology becomes stress ecology. *Environ. Sci. Technol.* 37: 324A-330A.
- Van Wijngaarden R.P.A., T.C.M. Brock en P.J. van den Brink. 2005. Threshold levels of insecticides in freshwater ecosystems, a review. *Ecotoxicology* 14: 353-378.
- Van Wijngaarden R.P.A.. 2006. Interpretation and extrapolation of ecological responses in model ecosystems stressed with non-persistent insecticides. PhD thesis, Wageningen Universiteit, Wageningen, Nederland.
- Willis K.J., P.J. van den Brink en J.D. Green. 2004. Seasonal variation in plankton community responses of mesocosms dosed with pentachlorophenol. *Ecotoxicology* 13: 707-720.
- Zafar M.I., P.J. van den Brink en J.W. Deneer. 2008. Extrapolation of effects of pesticides on aquatic communities and ecosystems across different exposure patterns. Abstract voor een poster presentatie tijdens de 18e annual meeting van SETAC Europe, Warschau, Polen.



Om de negatieve effecten van chemische stoffen op het milieu in te schatten wordt een ecologische risicobeoordeling uitgevoerd die vaak bestaat uit simpele, niet realistische rekenregels en worstcase uitgangspunten. In deze oratie zal betoogd worden dat deze procedures een gebrekkige ecologische onderbouwing hebben en daarom niet de werkelijke ecologische risico's kunnen bepalen. Ook zal uitgebreid ingegaan worden op de vraag welke wetenschappelijke technieken (verder) ontwikkeld moeten worden om een betere integratie van ecologie in de risicobeoordeling van chemische stoffen te bewerkstelligen.