

Gewasbeschermingsmiddelen, waterkwaliteit en risicobeoordeling bij toelating

Theo C.M. Brock

Alterra, Wageningen UR
Team Environmental Risk
Assessment
Postbus 47, 6700 AA,
Wageningen
theo.brock@wur.nl

Inleiding

Eén van de doelstellingen van het toelatingsbeleid van gewasbeschermingsmiddelen is te voorkomen dat, na goede landbouwkundige toepassing, deze middelen en hun omzettingsproducten een schadelijke uitwerking hebben op waterorganismen. Het kan verbazing wekken dat in watergangen de waterkwaliteitsnormen voor gewasbeschermingsmiddelen nog regelmatig overschreden worden, daar een strikt omschreven toelatingsbeleid is geïmplementeerd en diverse technische maatregelen zijn genomen om emissie van gewasbeschermingsmiddelen naar oppervlaktewater te voorkomen (o.a. driftreducerende sproeidoppen; bufferzones). Er wordt door sommigen geopperd dat het toelatingsbeleid niet geheel voldoet. Reden genoeg om nader in te gaan op recente ontwikkelingen bij de aquatische risicobeoordeling van gewasbeschermingsmiddelen in het kader van de toelating.

Waarden en gedragsnormen rond gebruik van gewasbeschermingsmiddelen

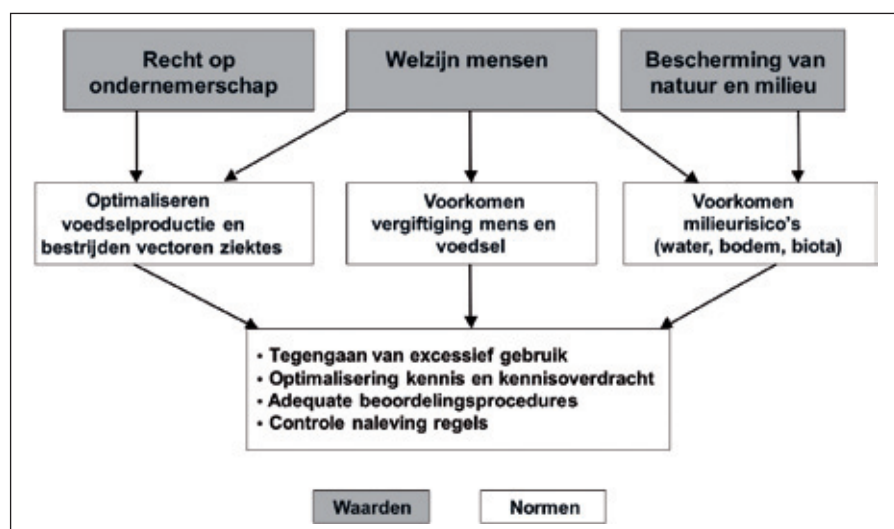
Het is een taak van samenleving en politiek om ongewenste effecten van het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen af te wegen tegen gewenste effecten. Het op de markt brengen van deze middelen kan positieve consequenties heb-

ben van financieel-economische (winst; hogere gewasopbrengst) en sociaal-maatschappelijke aard (gevarieerd en betaalbaar voedselpakket). De keerzijde van de productie en het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen is dat deze toxische stoffen risico's met zich mee brengen voor mens, natuur en milieu (o.a. vergiftiging en verontreiniging). De relatie tussen enkele algemeen geaccepteerde waarden en de daaruit voortvloeiende gedragsnormen met betrekking tot de productie en toepassing van gewasbeschermingsmiddelen is weergegeven in Figuur 1.

De uitdaging waarvoor de samenleving en de landbouw staat is het optimaliseren van de gewasopbrengst met zo min mogelijk schadelijke nevenwerkingen voor mens, natuur en milieu. Belangrijke pijlers voor een verantwoord gebruik van gewasbeschermingsmiddelen zijn (1) tegengaan van overmatig gebruik, (2) optimaliseren van kennis en kennisoverdracht, (3) een adequaat toelatingsbeleid, en (4) naleving van de regels. In het kader van dit artikel zal vooral het toelatingsbeleid aan bod komen.

Beschermdoelen en toelatingscriteria

Het toelatingsbeleid is gebaseerd op een risicobeoordeling die al moet plaatsvinden voordat het middel op de markt wordt gebracht (zoge-



Figuur 1: Relaties tussen (internationaal) geaccepteerde waarden en gedragsnormen met betrekking tot productie en toepassing van synthetische bestrijdingsmiddelen (naar Hough, 1998).



naamde ‘*prospective risk assessment*’). De door het Ctgb (College voor de toelating van gewasbeschermingsmiddelen en biociden) gehanteerde criteria en procedures zijn afgestemd op de Europese Verordening (EG) Nr. 1107/2009 en daaraan gerelateerde richtlijnen (o.a. SANCO, 2002), met wetenschappelijke opinies van de ‘*European Food Safety Authority*’ (EFSA), en met beoordelende instanties van andere EU-lidstaten (zonale beoordeling).

Afbakening van het begrip ‘acceptabel milieuri-sico’ in relatie tot het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen kan niet zonder een duidelijke definitie van ecologische beschermdoelen, en een ruimtelijke en temporele differentiatie hierin. In het kader van dit artikel zullen de beschermdoelen voor waterorganismen in oppervlaktewater verder besproken worden. Voor oppervlaktewater en landbouwbestrijdingsmiddelen kunnen de volgende concepten gebruikt worden bij het implementeren van beschermdoelen:

1. Het ecologische drempelwaarde-concept
2. Het ecologisch herstel-concept

Het **ecologische drempelwaarde-concept** veronderstelt dat ecosystemen en populaties van waterorganismen tot op een bepaald niveau vervuiling kunnen verdragen en assimileren, zonder aantoonbare ecologisch relevante effecten te ondervinden. In het geval van gewasbeschermingsmiddelen moet de blootstelling dan beperkt blijven tot beneden een niveau waarop effecten plaatsvinden op de structuur en het functioneren van het ecosysteem. Het **ecologisch herstel-concept** beschouwt een bepaald ecologisch effect acceptabel indien het effect op gevoelige populaties een lokaal fenomeen blijft en herstel binnen een acceptabel tijdsven-

ster optreedt. In het agrarische landschap kan dit alleen gegarandeerd worden indien voldoende refugia (o.a. niet vervuilde drinkpoelen en watergangen) aanwezig zijn van waaruit herstel van gevoelige populaties kan plaatsvinden. Een belangrijk discussiepunt hierbij is of de hersteloptie voldoende realistisch is bij de toelatingsbeoordeling van afzonderlijke gewasbeschermingsmiddelen, omdat het aquatisch ecosysteem (herhaald) blootgesteld kan worden aan meerdere stoffen. De huidige politieke opvatting in Nederland lijkt te zijn dat voor waterorganismen in kleinere waterlopen die direct grenzen aan landbouwpercelen het ecologisch herstel-concept onder bepaalde strikte voorwaarden gehanteerd kan worden, maar dat voor grotere wateren (vallend onder het domein van de Kaderrichtlijn Water) het ecologische drempelwaarde-concept geldt.

Recent heeft EFSA een systeem uitgewerkt voor het definiëren van specifieke beschermdoelen bij de toelating van gewasbeschermingsmiddelen (EFSA, 2010). Om de ecosystemendiensten die waterorganismen vervullen te beschermen is het volgens EFSA (2010) nodig om ten minste ongewervelde dieren en planten op het niveau van de populatie te beschermen en micro-organismen op het niveau van de functionele groep. Vanwege ethische/esthetische redenen geldt voor gewervelde dieren (o.a. vis en amfibieën) dat toepassing van een gewasbeschermingsmiddel geen directe sterfte of zichtbaar lijden tot gevolg mag hebben. Dit betekent in de praktijk dat vissen en amfibieën ook in de kavelsloot op basis van het ecologische drempelwaarde-concept beschermd moeten worden.

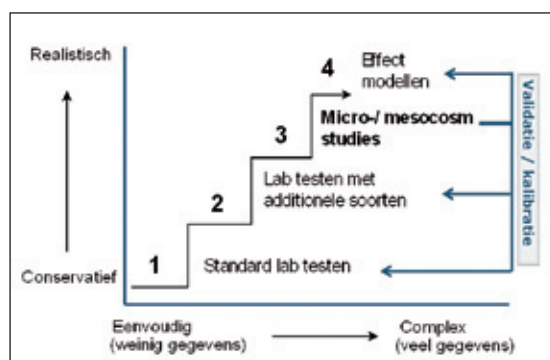
De getrapte benadering bij de risicobeoordeling

Beoordeling van het risico van een gewasbeschermingsmiddel voor waterorganismen in het kader van de toelating vindt plaats via een getrapte benadering volgens het principe: eerst ‘*worst-case*’ daarna genuanceerd (zie Figuur 2). Een nadere uitwerking van dit principe is dat:

- Alle trappen binnen dezelfde beslisboom betrekking hebben op hetzelfde beschermdoel
- Lagere trappen conservatiever behoren te zijn, maar wel minder gegevens en inspanning vereisen, dan hogere trappen.
- Hogere trappen realistischer zijn en gebruikt kunnen worden om lagere trappen en simulatiemodellen te valideren/kalibreren

Bij de toelating van een gewasbeschermingsmiddel bestaat de risicobeoordeling voor waterorganismen uit twee onderdelen:

1. Het schatten van de blootstellingconcentraties (*Predicted Environmental Concentrations*; PECs) in oppervlaktewater
2. Het vergelijken van deze PECs met toelaatbare concentraties (*Regulatory Acceptable Concentrations* = RACs) op basis van ecotoxicologische gegevens.



Figuur 2: Schematische voorstelling van de verschillende trappen die doorlopen kunnen worden bij de aquatische effectbeoordeling van een gewasbeschermingsmiddel.

Schatten van blootstellingsconcentraties

Voor toelating op de Europese markt (op basis van het 'one safe use'-concept) zijn tien oppervlaktewaterscenario's ontwikkeld voor schatting van blootstellingconcentraties in oppervlaktewater, rekening houdend met verschillen in geologische, hydrologische en klimatologische condities en teeltsystemen in Europa. De scenario's zijn operationeel gemaakt voor simulatiemodellen die aanvoer van bestrijdingsmiddel via drift, oppervlakkige afspoeling en drainage beschrijven (o.a. SWASH, PRZM, MACRO). Op basis van de verschillende emissieroutes worden door het model TOXSWA blootstellingsconcentraties berekend voor sloten, beken en poelen (FOCUS, 2001).

Voor de specifieke toelating in Nederland wordt gebruik gemaakt van een blootstellingsscenario voor een standaard sloot. Tot nu loopt Nederland uit de pas met de procedure die ontwikkeld is voor Europa omdat in ons land drift wel, maar drainage nog niet meegenomen wordt. Ook blijkt dat vanuit kassen een grotere emissie naar oppervlaktewater plaats vindt dan tot nu toe werd verondersteld. Deze bij de toelatingsbeoordeling nog niet meegenomen emissieroutes verklaren mogelijk waarom bij monitoring van oppervlaktewater regelmatig relatief hoge concentraties gewasbeschermingsmiddel worden gemeten. Recent is een nieuw Nederlands blootstellingsscenario ontwikkeld (maar nog niet geïmplementeerd) waarbij

naast drift ook drainage als emissieroute wordt meegenomen (Tiktak *et al.*, 2012). Tevens wordt gewerkt aan een blootstellingsscenario voor emissie vanuit kassen (Vermeulen *et al.*, 2010). Na implementatie van deze scenario's zal naar verwachting vooral de berekende lange-termijn blootstellingconcentratie hoger uitvallen dan voorheen, waardoor ook het risico voor chronische effecten op waterorganismen vaker getriggerd zal worden.

Effectbeoordeling op basis van standaard testorganismen

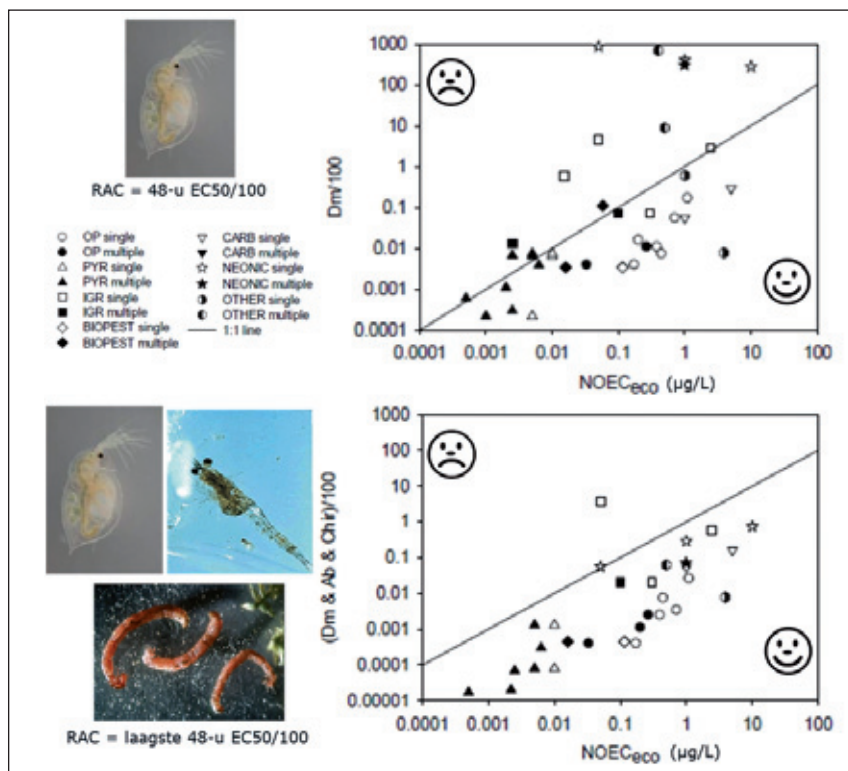
Tot nu toe wordt bij de eerste trap van de aquatische effectbeoordeling de acceptabele concentratie (RAC) verkregen uit resultaten van laboratoriumtoetsen met ten minste drie standaard testorganismen (groenalg, watervlo, vis). Voor herbiciden zijn daarnaast toetsen met een tweede alg (bijvoorbeeld een blauwalg of diatomee) en met kroos (*Lemna*) vereist. Voor sommige insecticiden, en indien het middel ophooft in het sediment, is een 28 dagen durende water-sedimentstudie met muggenlarven (*Chironomus*) vereist. Op basis van deze testen en het toepassen van veiligheidsfactoren (10 – 100) worden RACs voor zowel korte- en lange-termijn blootstelling afgeleid (zie voor procedure Tabel 1).

Uit onderzoek in micro-/mesocosms blijkt dat RACs op basis van standaardtesten met alg, *Lemna*, *Daphnia* en vissen niet altijd voldoende bescherming bieden. In Figuur 3 (bovenste panel) is o.a. te zien dat de acceptabel geachte concentratie van insecticiden op basis van de EC_{50} van *Daphnia* en toepassing van een veiligheidsfactor van 100, in micro-/mesocosms ecologische effecten laat zien bij neonicotinoiden en IGRs (*insect growth regulators*). Om dergelijke ongerijmdheden te voorkomen circuleert momenteel een EU-voorstel om de basis-set van standaard testorganismen uit te breiden met o.a. een 48/96-u test met muggenlarven (*Chironomus*) en/of de kreeftachtige *Americamysis bahia*. Indien de eerste trap van de beoordeling voor insecticiden wordt gebaseerd op de laagste $EC_{50}/100$ -waarde van *Daphnia*, *Americamysis* en/of *Chironomus* dan blijkt de eerste trap RAC voor nagenoeg alle geëvalueerde insecticiden voldoende beschermend (zie onderste panel Figuur 3). Deze procedure betekent echter ook dat voor veel insecticiden de eerste trap van de beoordeling veel strenger zal worden, hetgeen vaker een hogere trap-beoordeling noodzakelijk maakt. Momenteel circuleren er plannen om voor bepaalde herbiciden ook een toxiciteitstest met een wortelende waterplant (*Myriophyllum* en/of *Glyceria*) verplicht te stellen indien kroos (*Lemna*) niet gevoelig blijkt (Maltby *et al.*, 2010).

Tabel 1. Overzicht van de eerste trap procedure bij de aquatische risicobeoordeling van gewasbeschermingsmiddelen. De voorspelde blootstellingconcentratie (PEC) dient lager te zijn dan de toelaatbare concentratie (RAC). De standaard testsoorten die vetgedrukt zijn betreffen mogelijke nieuwe dossiervereisten. $L(E)C_{50}$ = concentratie waarbij 50% van de testorganismen sterfte (of effect) vertoont; NOEC is de hoogst geteste concentratie waarbij in het testsysteem geen effecten kunnen worden aangetoond; PEC_{max} en PEC_{twa} = respectievelijk de piekconcentratie en tijdgewogen gemiddelde blootstellingconcentratie in het aquatisch ecosysteem. In de toekomst zal de chronische NOEC steeds vaker vervangen worden door de chronische EC_{10} -waarde.

Taxonomische groep	Standaard testsoort	Toets-duur	Eindpunt	RAC	PEC
Algen	Groenalg (blauwalg / diatomee)*	72 u	EC_{50}	$EC_{50}/10$	PEC_{max}
Hogere planten	(<i>Lemna</i> , <i>Myriophyllum</i> en/of <i>Glyceria</i>)*	7 – 14 d	EC_{50}	$EC_{50}/10$	PEC_{max}
Kreeftachtigen	<i>Daphnia</i> sp.	48 u	EC_{50}	$EC_{50}/10$	PEC_{max}
	(<i>Americamysis bahia</i>)#	48/96 u	EC_{50}	$EC_{50}/10$	PEC_{max}
	<i>Daphnia</i> sp. of	21 d	NOEC	NOEC/10	PEC_{max} / PEC_{twa}
	(<i>Americamysis bahia</i>)#	21 d	NOEC	NOEC/10	PEC_{max} / PEC_{twa}
Insecten	(<i>Chironomus riparius</i>)#	48 u	EC_{50}	$EC_{50}/100$	PEC_{max}
	(<i>Chironomus riparius</i>) [§]	28 d	NOEC	NOEC/10	PEC_{max}
Vissen	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 u	LC_{50}	$LC50/100$	PEC_{max}
	ELS en/of FLC-test	Weken	NOEC	NOEC/10	PEC_{max} / PEC_{twa}

*= alleen vereist voor stoffen met herbicide werking; #= alleen vereist voor stoffen met insecticide werking; §= vereist voor sommige insecticiden en stoffen die accumuleren in sediment

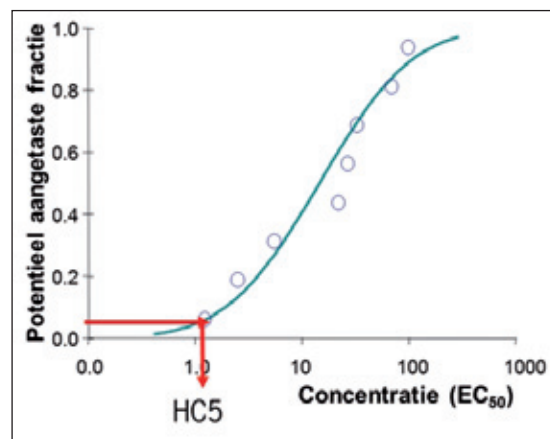


Figuur 3: Vergelijking van de ecologische drempelwaarden van insecticiden in micro-/mesocosms ($NOEC_{eco}$) met de eerste trap RAC op basis van de 48u EC_{50} van *Daphnia magna* ($Dm/100$) en met de eerste trap RAC op basis van de laagste 48u EC_{50} van *Daphnia magna*, *Americamysis bahia* en/of *Chironomus riparius* ($(Dm \& Ab \& Chir)/100$). Waarnemingen boven de 1:1 lijn tonen aan dat de eerste trap RAC onvoldoende bescherming biedt in de micro-/mesocosms. Een onderscheid is gemaakt tussen micro-/mesocosms met enkelvoudige (open symbolen) en meervoudige (gesloten symbolen) toedieningen voor verschillende typen insecticiden. OP= organofosfaat, PYR= pyrethroïde, IGR= 'insect growth regulator', BIOPEST= biopesticide, CARB= carbamaat, NEONIC= neonicoïde, OTHER= andere insecticiden (naar Brock & Van Wijngaarden, 2012).

Effectbeoordeling op basis van standaard en additionele testorganismen

Als er voor andere waterorganismen dan de standaard testorganismen toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn, kunnen deze gebruikt worden bij de tweede trap-beoordeling. De tweede trap bouwt verder op het risico dat getriggerd wordt in de eerste trap door de specifieke werking van het middel bij de beoordeling te betrekken. Voor herbiciden behoren in de regel planten (algen, hogere waterplanten) tot de gevoelige taxonomische groep en voor insecticiden zijn dit meestal arthropoden (insecten en kreeftachtigen). Fungiciden hebben vaak een bredere werking waardoor er op voorhand geen specifieke gevoelige groep aangewezen kan worden op basis van de gevoeligheid van standaardsoorten.

Indien er voor de gevoelige taxonomische groep voldoende toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn (minimaal vijf soorten bij vis en acht soorten bij ongewervelde dieren en/of planten) dan kan een soortgevoeligheidsverdeling (*Species Sensitivity Distribution*, SSD) berekend worden (zie Figuur 4). Er wordt altijd een aparte SSD geconstrueerd voor acute en chronische toxiciteitsgegevens. Uit de SSD wordt de HC_5 waarde afgeleid. De HC_5 is de blootstellingconcentratie waarbij ten hoogste 5% van de geteste soorten een effect ondervindt. Door toepassing van een veiligheidsfactor (bijvoorbeeld een factor 3 voor planten en evertrebraten; 5 voor vissen vanwege strenger beschermdoel) kan met de berekende acute HC_5 een RAC worden afgeleid. Bij de risicobeoordeling dient de PEC_{max} lager te zijn dan deze RAC. Voor een uitgebreidere beschrijving van de SSD-methode bij de risicobeoordeling van gewasbeschermingsmiddelen wordt verwezen naar Brock *et al.* (2011).



Figuur 4. Voorbeeld van een soortgevoeligheidsverdeling (SSD) geconstrueerd met EC_{50} -waarden voor acht verschillende soorten en het afleiden van de HC_5 ('hazardous concentration to 5% of the species').

Indien er voor te weinig additionele soorten toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn (<5 voor vis; <8 voor planten en/of evertrebraten) om de SSD-methode toe te passen, wordt door EFSA (2005) geadviseerd om het geometrische gemiddelde te berekenen van de beschikbare toxiciteitsgegevens van de relevante taxonomische groep. In combinatie met de veiligheidsfactoren van de eerste trap (10 of 100) kan dit ook een tweede trap RAC opleveren (Geomean-methode).

Effectbeoordeling op basis van micro-/mesocosms

Experimentele aquatische ecosystemen, afhankelijk van hun afmetingen ook wel microcosms of mesocosms genoemd, worden opgebouwd met onderdelen van natuurlijke aquatische ecosystemen, of ontstaan door in het veld delen van bestaande ecosystemen zo ongestoord mogelijk te omsluiten (*enclosures*). Een belangrijk kenmerk waaraan micro-/mesocosms moeten voldoen, is dat ze zichzelf voor langere tijd (weken tot maanden) in stand moeten kunnen houden, in die zin dat de 'normale' dynamiek van het gesimuleerde ecosysteem voldoende nagebootst wordt. De complexiteit van de systemen dient voldoende groot te zijn, zodat directe en indirecte interacties tussen populaties van verschillende trofische niveaus kunnen optreden.

Een hogere trap risicobeoordeling met behulp van micro-/mesocosm-onderzoek is al vele jaren praktijk bij de toelating van gewasbeschermingsmiddelen en diverse richtsnoeren zijn beschikbaar voor de opzet, uitvoer, interpretatie en evaluatie van deze testsystemen (o.a. Giddings *et al.*, 2002; De Jong *et al.*, 2008). Het is uitermate belangrijk dat in micro-/mesocosm-experimenten een realistische blootstelling wordt nagebootst (bijvoorbeeld het blootstellingsprofiel dat voor de Nederlandse standaard-sloot en bepaalde toepassing is berekend). Uit micro-/mesocosms kunnen RACs voor twee beschermdoelen worden afgeleid, rekening houdend met het ecologische drempelwaarde-concept (geen aantoonbaar ecologisch effect) en het ecologisch herstel-concept (beperkt ecologisch effect van korte duur). Uit vergelijkend onderzoek met verschillende micro-/mesocosm studies die behandeld werden met hetzelfde bestrijdingsmiddel blijkt dat het voorspellen van de ecologische drempelwaarde met kleinere onzekerheden omgeven is dan het voorspellen van de concentratie waarbij herstel van gevoelige populaties optreedt. Daarom worden kleinere veiligheidsfactoren toegepast bij de afleiding van de RAC op basis van het ecologische drempelwaarde-

concept dan bij de afleiding van de RAC op basis van herstel. Voor een uitgebreidere beschrijving wordt verwezen naar Brock *et al.* (2011).

Nawoord

Hierboven is de meeste aandacht geschonken aan experimentele methoden bij het afleiden van RACs van individuele gewasbeschermingsmiddelen in oppervlaktewater in het kader van de toelating. Momenteel wordt veel geïnvesteerd in onderzoek voor het ontwikkelen van computersimulatiemodellen voor het voorspellen van effecten. Effectmodellen die in de nabije toekomst mogelijk een grotere rol gaan spelen bij de toelating zijn: (1) Zogenaamde toxico-kinetische en toxico-dynamische modellen voor standaard waterorganismen die het mogelijk maken de effecten van tijdvariabele blootstelling aan gewasbeschermingsmiddelen te schatten (o.a. Jager *et al.*, 2011), en (2) populatiemodellen voor waterorganismen die verschillen in levenscyclus en die het mogelijk maken om het geobserveerde herstel van waterorganismen in micro-/mesocosms te extrapoleren

naar meer realistische veldcondities (o.a. Galic *et al.*, 2010).

De criteria en procedures die gebruikt worden bij de huidige toelating kunnen nooit 100% garantie geven dat ecologische risico's in oppervlaktewater niet zullen optreden. Omdat de toelating gericht is op toepassing van individuele middelen blijft het risico van (tank)mengsels en multi-stress onderbelicht. Ook kunnen bepaalde emissieroutes naar oppervlaktewater mogelijk onderschat zijn, of kunnen de richtlijnen voor een verantwoorde toepassing niet opgevolgd worden. Om deze redenen zal naast het toelatingsbeleid ('*prospective*' risicobeoordeling) altijd een '*retrospective*' beoordeling nodig zijn op basis chemische monitoring van gewasbeschermingsmiddelen in oppervlaktewater en waterkwaliteitsnormen. Het systeem dat hiervoor in het kader van de Kaderrichtlijn Water (KRW) ontwikkeld is kan daarom als belangrijk vangnet fungeren om middelen te identificeren die na toelating problemen opleveren. Voor de evaluatie van gewasbeschermingsmiddelen in oppervlaktewater volgens de KRW-procedures wordt verwezen naar De Werd & Kruine (2011) en Brock *et al.* (2011).

Literatuur

- Brock TCM, Arts GHP, Ten Hulscher TEM, De Jong FMW, Luttk R, Roex EWM, Smit CE & Van Vliet PJM (2011) Aquatic effect assessment for plant protection products. Dutch proposal that addresses the requirements of the Plant Protection Product Regulation and the Water Framework Directive. Alterra Report 2235, 140 pp
- Brock TCM & Van Wijngaarden RPA (2012) Acute toxicity tests with *Daphnia magna*, *Americamysis bahia*, *Chironomus riparius* and *Gammarus pulex* and implications of new requirements for the aquatic effect assessment of insecticides. Environmental Science and Pollution Research DOI: 10.1007/s11356-012-0930-0
- De Jong FMW, Brock TCM, Foekema EM & Leeuwangh P (2008) Guidance for summarizing and evaluating aquatic micro- and mesocosm studies. RIVM Report 601506009, Bilthoven, the Netherlands, 59 pp
- De Werd HAE & Kruijne R (eds) (2011) Interpretation of surface water monitoring results in the authorisation procedure of plant protection products in the Netherlands. Applied Plant Research Report nr. 2011-02, DLO Foundation, Wageningen, 87 pp
- EFSA (2005) Opinion of the Scientific Panel on Plant health, Plant Protection Products and their Residues on a request from the EFSA related to the assessment of the acute and chronic risk to aquatic organisms with regard to the possibility of lowering the assessment factor if additional species were tested. The EFSA Journal 301: 1-45
- EFSA (2010) Scientific opinion on the development of specific protection goal options for environmental risk assessment of pesticides, in particular in relation to the revision of the Guidance Documents on Aquatic and Terrestrial Ecotoxicology (SANCO/3268/2001 and SANCO/10329/2002). The EFSA Journal 2010; 8(10): 1821, 55 pp
- FOCUS (2001) "FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC". Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios, EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev. 2, 245 pp
- Galic N, Hommen U, Baveco H & Van den Brink PJ (2010) Potential application of population models in the European ecological risk assessment of chemicals II: Review of models and their potential to address environmental protection aims. Integrated Environmental Assessment and Management 6: 338-360
- Giddings JM, Brock TCM, Heger W, Heimbach F, Maund SJ, Norman S, Ratte H-T, Schäfers C & Streloke M (eds) (2002) Community-level aquatic system studies-interpretation criteria. (CLASSIC) Pensacola (FL): SETAC 44 p
- Hough P (1998) The Global Politics of Pesticides. Forging Consensus from Conflicting Interests. Earthscan Publications Ltd, London, 226 pp
- Jager T, Albert C, Preuss TG, Ashauer R (2011) General unified threshold model of survival – a toxicokinetic-toxicodynamic framework for ecotoxicology. Environmental Science and Technology 45: 2529-2540
- Maltby L, Arnold D, Arts G, Davies J, Heimbach F, Pickl C & Poulsen V (eds) (2010) Aquatic Macrophyte Risk Assessment for Pesticides. SETAC Press & CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton (FL), 140 pp
- SANCO (2002) Guidance document on aquatic ecotoxicology in the context of the Directive 91/414/EEC. European Commission, Health & Consumer Protection Directorate-General, SANCO/3268/2001 rev., 4 (final), Brussels
- Tiktak A, Adriaanse PI, Boesten JJTI, Delsman J, Van Griethuysen C, Ter Horst MMS, Linders JBHJ, Van der Linden AMA & Van de Zande JC (2012) Scenarios for exposure of water organisms in the Netherlands - Edge-of-field water courses. Draft RIVM Report 607407002/2010, RIVM, Bilthoven, The Netherlands
- Vermeulen T, Van der Linden AMA, Van Os EA (eds) (2010). Emission of plant protection products from glasshouses to surface water in The Netherlands. Wageningen UR Greenhouse Horticulture, Rapport GTB-1002, 80 pp