



Landbouwbestrijdingsmiddelen: waarom wijken toelatingsnormen af van MTR's

JEIKA APPELMAN, COLLEGE VOOR DE TOELATING VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN
THEO BROCK, ALTERRA, RESEARCH-INSTITUUT VOOR DE GROENE RUIMTE

Het College voor de Toelating van Bestrijdingsmiddelen (CTB) beoordeelt de toelaatbaarheid van bestrijdingsmiddelen. Een aspect van de beoordeling betreft het schatten van risico's voor waterorganismen. Toch wordt bij monitoring van de oppervlaktewaterkwaliteit regelmatig een overschrijding van maximaal toelaatbare risiconiveaus (MTR's) gevonden. Het CTB baseert de besluitvorming zelden op deze bij het waterkwaliteitsbeleid gehanteerde MTR's, maar meestal op andere toelatingsnormen. Waarom gebeurt dit en hoe verhouden deze toelatingsnormen zich tot MTR's? En bieden deze toelatingsnormen voldoende bescherming aan het aquatisch ecosysteem?

Bestrijdingsmiddelen worden doelbewust toegepast om landbouwgewassen te beschermen tegen schadelijke effecten van onder andere insecten, aaltjes, onkruiden en schimmels. In 1998 bedroeg de totale afzet van landbouwbestrijdingsmiddelen 12.153 ton werkzame stof¹⁾. Het landelijk gebied van Nederland bestaat uit talrijke, relatief kleine, landbouwpercelen, en een dicht netwerk van watergangen. De jaarlijkse directe emissie van bestrijdingsmiddelen naar oppervlaktewater (onder andere via druppeldrift en drains) werd recentelijk geschat op 90 - 185 ton werkzame stof²⁾. Het wekt dan ook geen verbazing dat in oppervlaktewater regelmatig bestrijdingsmiddelen worden aangetoond³⁾.

Normen waterkwaliteitsbeleid

Het waterkwaliteitsbeleid, zoals vastgelegd in de Vierde Nota Waterhuishouding onderscheidt MTR's en streefwaarden (VR). MTR's en VR's zijn niet-wettelijke normen waarvoor een inspanningsverplichting geldt. MTR's geven het minimaal te bereiken kwaliteitsniveau aan. Streefwaarden geven het kwaliteitsniveau aan dat op langere termijn moet worden bereikt en liggen doorgaans een factor 100 lager dan MTR's. Momenteel gelden de getalswaarden zoals het CIW-rapport 'Normen en waarden voor het waterbeheer'⁴⁾ die vermeldt.

Hoe wordt een MTR afgeleid?

In het verleden kon het voorkomen dat voor hetzelfde bestrijdingsmiddel in het toelatings- en het waterkwaliteitsbeleid een verschillend MTR werd afgeleid. Bij het toelatingsbeleid werd gebruik gemaakt van vertrouwelijke dossiergegevens en bij het waterkwaliteitsbeleid voornamelijk van openbare literatuurgegevens. Daarnaast was de wijze waarop MTR's werden afgeleid uit elkaar gaan lopen. Recent is in Nederland de afleiding van MTR's voor bestrijdingsmiddelen door middel van een geharmoniseerd protocol afgestemd op het toelatingsbeleid.

Het MTR voor oppervlaktewater wordt afgeleid op basis van effecten op individuele soorten waterorganismen in laboratoriumtesten. Het MTR is gelijk aan de concentratie stof waarbij 95 procent van de soorten geen effecten ondervindt, zelfs bij lange-termijn blootstelling. Afhankelijk van het aantal beschikbare toxiciteitgegevens wordt een MTR afgeleid met behulp van veiligheidsfactoren of met behulp van een statistische extrapolatiemethode. Voor deze laatste zijn tenminste vier chronische NOEC's van waterorganismen uit verschillende trofische niveaus nodig. Voor stoffen die bioaccumuleren worden ook effecten als gevolg van doorvergiftiging via de voedselketen meegenomen.

De methode waarmee MTR's worden afgeleid, betreft in feite een in Nederland geaccepteerd model, waarmee getracht wordt het risico van chronische blootstelling aan een stof te schatten. Voor individuele niet-persistente bestrijdingsmiddelen is in oppervlaktewater echter vaker sprake van kortdurende eenmalige of herhaalde blootstelling dan van chronische blootstelling. In de ons omringende landen wordt het Nederlandse MTR-protocol niet gebruikt. Vergelijkbare (probabilistische) methoden voor het afleiden van normen krijgen overigens steeds meer aandacht in het buitenland. Wel worden andere eisen gesteld aan de aard en het aantal van de benodigde toxiciteitgegevens en aan de statistische extrapolatiemethode.

Normen toelatingsbeleid

Waarom hanteert het CTB andere toelatingsnormen dan MTR's? Eén van de doelstellingen van het toelatingsbeleid is te voorkomen dat, na goede landbouwkundige toepassing, bestrijdingsmiddelen en hun omzettingen producten een schadelijke uitwerking hebben op het milieu. Een andere belangrijke doelstelling is het harmoniseren van het toelatingsbeleid binnen de Europese Unie. In Nederland zijn de gehanteerde beoordelingscriteria wettelijk vastgelegd in het Besluit milieutoelatingseisen bestrijdingsmiddelen (Bmb)⁵⁾ en afgestemd op de Europese uniforme beginselen⁶⁾. Beoordeling van het risico voor het milieu vindt plaats via een getrapte benadering (volgens het principe: eerst 'worst-case' daarna geuanceerd).

Normen eerste trap

Voor de risicobeoordeling voor waterorganismen wordt in de eerste trap van de beoordeling uitgegaan van de volgende criteria:

- De concentratie van een werkzame stof van een bestrijdingsmiddel en van relevante omzettingen producten is in oppervlaktewater lager dan:
 - a) $L(E)C_{50}/100$ voor de acute toxiciteit voor vis en *Daphnia* (kreeftachtige) bij kortetermijn blootstelling en NOEC/10 voor de chronische toxiciteit voor vis en *Daphnia* bij lange-termijn blootstelling;
 - b) NOEC/10 voor de toxiciteit voor alg;
- Bioconcentratiefactor (in vis) van de werkzame stof en relevante omzettingen producten is kleiner dan 1000 voor biologisch goed afbreekbare stoffen of kleiner dan 100 voor biologisch slecht afbreekbare stoffen.

De benodigde toxiciteitgegevens dienen volgens nauw omschreven procedures verkregen te zijn en door de toelatinghouder (fabrikant) geleverd te worden. Bij de beoordeling in de eerste trap wordt ervan uitgegaan dat de standaardsoorten vis, *Daphnia* en alg represen-

tatief zijn voor het aquatische ecosysteem. Door middel van veiligheidsfactoren wordt een extrapolatie gemaakt naar een toelatingsnorm, waarbij men veronderstelt dat het aquatische ecosysteem beschermd wordt. Als aan bovenstaande criteria niet wordt voldaan, wordt het middel niet toegelaten tenzij de toelatinghouder middels adequaat vervolgonderzoek kan aantonen dat bij goed landbouwkundig gebruik geen onaanvaardbare directe of indirecte effecten voor waterorganismen zullen optreden (de tenzij-clausule).

Normen hogere trappen

In de Nederlandse wetgeving kan het MTR pas in de tweede trap van de beoordeling aan de orde komen. Wanneer een MTR wordt afgeleid in het kader van de besluitvorming, zal dit volgens het recent geharmoniseerde protocol gebeuren. Een toelatinghouder zal echter eerder kiezen voor ander vervolgonderzoek, omdat het MTR niet in de tenzij-clausule van de Europese richtlijnen voorkomt. Bij vervolgonderzoek kan gedacht worden aan (semi-)veldexperimenten, waarbij een meer realistische blootstelling wordt nagebootst of aan laboratoriumstudies met additionele soorten die representatief zijn voor oppervlaktewater. Richtlijnen voor vervolgonderzoek zijn redelijk uitgekristalliseerd in het internationale 'HARAP guidance document'⁷⁾. Meer controverse bestaat bij het vaststellen van aanvaardbare effecten voor aquatische

organismen, met name bij het interpreteren van complexe vervolgstudies zoals mesocosm-experimenten. Door de meeste Europese toelatingsinstanties worden de NOEC's van de gevoeligste organismen uit adequate (semi-)veldexperimenten beschouwd als acceptabele normconcentraties, tenminste als een realistische blootstelling wordt nagebootst. Zelfs enig effect op waterorganismen wordt in deze studies aanvaardbaar geacht, als sprake is van een snelle verdwijnsnelheid van de stof en van snel herstel van de gevoelige populaties.

Wetenschappelijke onderbouwing normen

Hoe verhouden toelatingsnormen zich tot MTR's? En bieden toelatingsnormen voldoende bescherming aan het aquatisch ecosysteem? Voor de onderbouwing van het toelatingsbeleid zijn in Nederland een tiental experimenten in model-ecosystemen (microcosms en proefsloten) uitgevoerd met stoffen die variëren in fysisch-chemische eigenschappen en werkingsmechanisme (insecticide, herbicide, fungicide). De resultaten van deze experimenten zijn in een breder kader geplaatst door het bundelen van beschikbare literatuur over effecten van bestrijdingsmiddelen in aquatische model-ecosystemen^{8),9)}.

Vergelijking normen

Voor diverse middelen (werkzame stoffen) is een vergelijk van de normconcentratie (vol-

gens de toelatingscriteria in de eerste stap) met het MTR en met de in het ecosysteem vastgestelde NOEC_{eco} en LOEC_{eco} mogelijk. De NOEC_{eco} is de hoogst geteste concentratie in het modelecosysteem waarbij geen behandelingsgerelateerde effecten worden waargenomen. De LOEC_{eco} betreft de laagst geteste concentratie waarbij de eerste effecten worden aangetoond. Op deze manier kan bekeken worden of toelatingscriteria voldoende bescherming bieden aan het aquatisch ecosysteem. Uit bijgaande tabel blijkt dat voor de meeste stoffen de criteria in de eerste stap voldoende zijn om het aquatisch ecosysteem te beschermen, wanneer deze norm wordt vergeleken met NOEC_{eco} en LOEC_{eco}-waarden. Ook is te zien dat het MTR een relatief hoog beschermingsniveau weergeeft in vergelijking met de concentratie waarbij geen effecten worden waargenomen in een (semi-)veldexperiment. Het herbicide 2,4-D is een uitzondering omdat vooral ondergedoken waterplanten en niet algen gevoelig zijn. Dit wordt reeds onderkend in het toelatingsbeleid.

Vergelijking veldeffecten

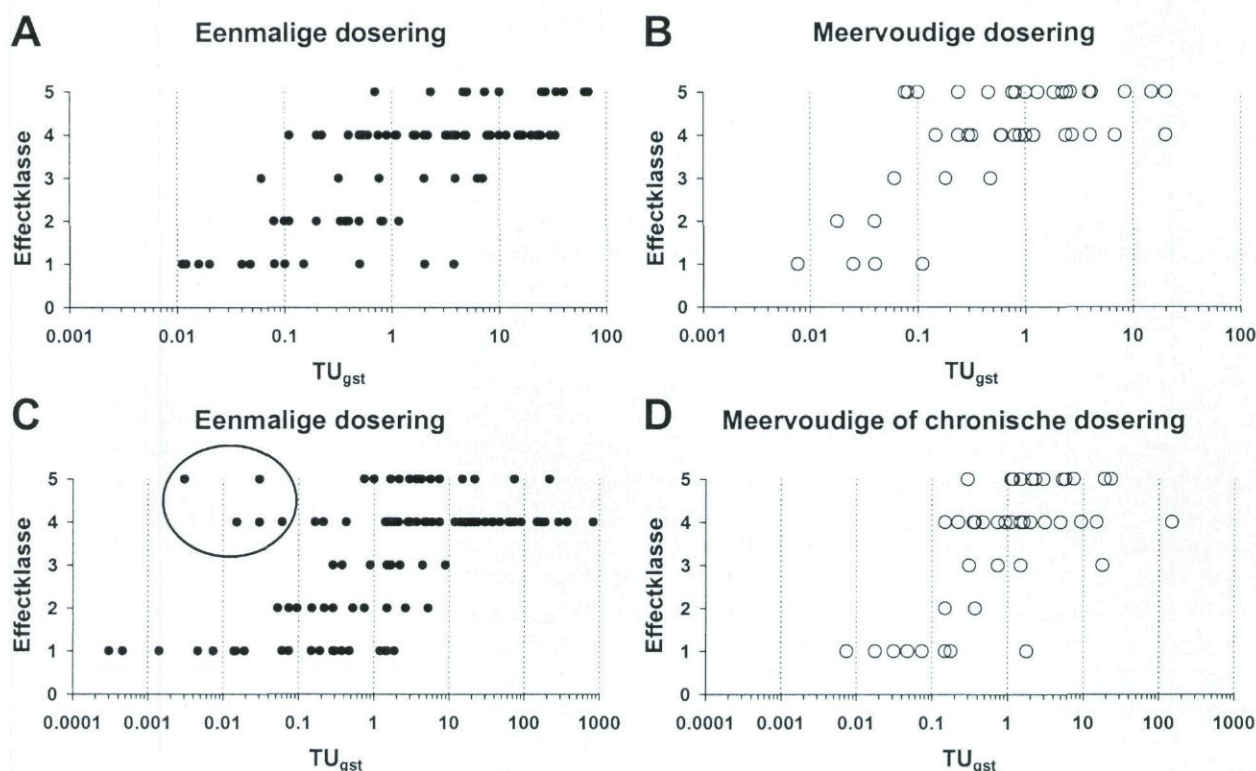
Door de gerapporteerde testconcentraties van de micro/mesocosm-experimenten te normaliseren (te delen) op basis van de EC₅₀ van het gevoeligste standaardorganisme uit laboratoriumtesten (EC₅₀ = één 'toxic unit') kunnen veldeffecten van verschillende bestrijdingsmiddelen beter met elkaar vergeleken worden (zie afbeelding 1). Concentraties van insecticiden, vastgesteld overeenkomstig met de norm in de eerste trap (EC₅₀/100 voor het gevoeligste standaardorganisme = 0,01 TU) lijken afdoende beschermend te zijn voor levensgemeenschappen van aquatische microcosms en mesocosms, zelfs bij herhaalde blootstelling. Concentraties voor herbiciden lager dan EC₅₀/10 van het meeste gevoelige standaardtoetsorganisme alg (= 0,1 TU) lijken ook voldoende bescherming te bieden, met uitzondering van 2,4-D. De in de openbare literatuur gepubliceerde informatie over effecten van fungiciden is te schaars om een dergelijk vergelijk tussen normen en veld-effecten te kunnen maken.

Conclusie

Uit bovenstaande kan geconcludeerd worden dat de toelatingscriteria volgens het Besluit milieutoelatingseisen bestrijdingsmiddelen in de meeste gevallen lijken te voldoen bij het streven om onaanvaardbare effecten van bestrijdingsmiddelen op aquatische ecosystemen te voorkomen. Hierbij moet opgemerkt worden dat deze conclusie voornamelijk onderbouwd wordt voor individuele stoffen, hergeen overigens ook opgaat voor MTR's. Het aantal gepubliceerde (semi-)veldstudies naar ecologische effecten van realisti-

Tabel 1. Vergelijking normen eerste trap toelatingsbeleid en MTR's met effecten waargenomen in (semi-)veldexperimenten.

stof	CTB norm eerste trap µg/L	MTR ⁵⁾ µg/l	NOEC _{eco} µg/l	LOEC _{eco} µg/l	blootstellingsregiem (semi-)veldexperiment
insecticide					
azinfos-methyl	0,011	0,012	0,22	0,95	herhaald (8x)
carbofuran	0,2	0,91	5	25	eenmalig
chloorpyrifos	0,0008	0,003	0,1	0,3	eenmalig
diflubenzuron	0,004	-	0,3	0,7	eenmalig
			0,1	1	continu
esfenvaleraat	0,001	-	0,01	0,01	herhaald (2-10x)
lambda-cyhalothrin	0,00006	-	0,0016	0,016	herhaald (12x)
herbicide					
atrazine	0,2	2,9	20	50	eenmalig
			5	10	continu
diuron	0,23	0,43	2,9	28,5	eenmalig
isoproturon	1	0,32	2	5	eenmalig
linuron	0,56	0,25	5	15	pulse (3x)
			0,5	5	continu
2,4-D	2640	10	10	100	eenmalig
fungicide					
carbendazim	0,76	0,11	3,3	33	continu



Afb. 1: Overzicht van effectwaarnemingen voor het gevoeligste ecologische eindpunt in aquatische micro/mesocosms behandeld met insecticiden (deelfiguren A en B⁹⁾) en herbiciden (deelfiguren C en D⁸⁾). Onderscheid is gemaakt tussen systemen die eenmalig (A, C) en herhaald (B, D) met een bestrijdingsmiddel behandeld zijn. De effecten zijn geclassificeerd naar sterkte en duur (y-as): 1 = geen significant effect; 2 = kortdurende en kwantitatief kleine respons; 3 = duidelijk effect, hersteltijd minder dan acht weken na laatste toepassing; 4 = duidelijk effect in kortdurende studie (hersteltijd onbekend); 5 = duidelijk langdurig effect (meer dan acht weken na laatste toepassing). Op de x-as is de blootstellingsconcentratie weergegeven in 'toxic units' (1 TU_{gst} = geometrisch gemiddelde EC₅₀ van het gevoeligste standaardtoetsorganisme). De omcirkelde waarnemingen in deelfiguur C hebben allen betrekking op het herbicide 2,4-D. Met dit herbicide zijn alleen (semi-)veldexperimenten met een eenmalige toepassing gepubliceerd.

sche mengsels van bestrijdingsmiddelen (onder andere teeltgerichte benadering) is schaars. In de praktijk kan een aquatisch ecosysteem blootgesteld worden aan meerdere landbouwbestrijdingsmiddelen, onder meer afhankelijk van de frequentie en sequentie van middelengebruik in teelten. Momenteel wordt bij Alterra in Wageningen onderzocht of het op individuele toepassingen gerichte toelatingsbeleid voldoende bescherming biedt aan aquatische levensgemeenschappen indien blootgesteld aan realistische combinaties van bestrijdingsmiddelen.

Discussiepunten

Ook al is de afleiding van MTR's voor bestrijdingsmiddelen op wetenschappelijk niveau afgestemd, het verschil in toetsingsnormen in het toelatings- en het waterkwaliteitsbeleid blijft bestaan. MTR's zijn geen eindstation in het toelatingsbeleid, terwijl deze getalswaarden wel als zodanig zijn gesteld in het waterkwaliteitsbeleid. Wanneer overschrijdingen van MTR's worden waargenomen, zou een nadere analyse van de ecologische risico's moeten plaatsvinden. Een andere optie is om de middelen adequaat uitgevoerd vervolgonderzoek verkregen toelatingsnormen te gebruiken

als een hogere trap MTR. Een belangrijk discussiepunt hierbij is of het voorzorgsprincipe strikt gehanteerd dient te worden (geen enkel waargenomen ecologische effect is acceptabel) of dat men primair uit moet gaan van het herstelvermogen van gevoelige populaties en de draagkracht van het ecosysteem. Een ander discussiepunt is of oppervlaktewater overal even streng beschermd moet worden of dat differentiatie aangebracht kan worden tussen bijvoorbeeld kavelsloten en hoofdwatgangen in landbouwgebieden. Dit neemt niet weg dat de belasting van het oppervlaktewater door het nemen van emissiereducerende maatregelen sterk moet en kan worden gereduceerd. 

LITERATUUR:

- 1) IKC-L (1998). Voortgangrapportage 1997. Bestuursvereenkomst Uitvoering Meerjarenplan Gewasbescherming. Informatie- en Kenniscentrum Landbouw.
- 2) Horeman G. (1996). MJP-G Emissie-evaluatie 1995. Einddocument Commissie van Deskundigen Emissie-evaluatie MJP-G. Informatie en Kenniscentrum Landbouw.
- 3) Commissie Integraal Waterbeheer (2000). Bestrijdingsmiddelenrapportage 2000.
- 4) Commissie Integraal Waterbeheer (2000). Normen voor het waterbeheer. Achtergronddocument NW4.

- 5) Besluit milieutoelatingseisen bestrijdingsmiddelen (1995). Staatsblad 2000, 136.
- 6) Europese Unie (1997). Council Directive 97/57/EC. 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.
- 7) Campbell P., D. Arnold, T. Brock, N. Grandy, W. Heger, F. Heimbach, S. Maund en M. Strelake (1999). Guidance document on higher tier aquatic risk assessment for pesticides (HARAP). SETAC-Europe Publication.
- 8) Lahr J., P. van den Brink en T. Brock (1998). Ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen in zoetwater ecosystemen. Deel 1: herbiciden. STOWA-rapport 98-30.
- 9) Van Wijngaarden R., G. van Geest en T. Brock (1998). Ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen in zoetwater ecosystemen. Deel 2: insecticiden. STOWA-rapport 98-31.
- 10) Traas, T.P. (2001). Guidance Document on deriving Environmental Risk Limits. RIVM report 601501012.