

**Ecologische risico's
van bestrijdingsmiddelen
in zoetwater ecosystemen**
deel 1: herbiciden



98

30



sc-dlo

stowa

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

**Ecologische risico's
van bestrijdingsmiddelen
in zoetwater ecosystemen**
deel 1: herbiciden

J. Lahr

P.J. van den Brink

T.C.M. Brock

Arthur van Schendelstraat 816

Postbus 8090, 3503 RB Utrecht

Telefoon 030 232 11 99

Fax 030 232 17 66

E-mail stowa@stowa.nl

Publicaties en het publicatie-
overzicht van de STOWA kunt u
uitsluitend bestellen bij:

Hageman Verpakkers BV

Postbus 281

2700 AC Zoetermeer

tel. 079 - 361 11 88

fax. 079 - 361 39 27

o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.

ISBN 90.5773.042.1

98 30

TEN GELEIDE

Waterkwaliteitsnormen dienen aquatische levensgemeenschappen afdoende te beschermen zonder grote over- of onderschatting van de ecotoxicologische risico's van de aanwezigheid van microverontreinigingen. In de afgelopen jaren zijn door DLO-Staring Centrum (SC-DLO), in samenwerking met de Landbouwniversiteit Wageningen (LUW), DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) en het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) experimenten in kunstmatige ecosystemen uitgevoerd met als doel de normstelling voor bestrijdingsmiddelen te valideren. Ook door andere (buitenlandse) onderzoeksinstituten zijn experimenten uitgevoerd, waarvan de resultaten zijn gepubliceerd in de wetenschappelijke literatuur. Ook deze informatie kan worden gebruikt voor het vaststellen van ecologische drempelwaarden van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater.

Het voorliggende rapport is het eerste van het project "Ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater" en behandelt de onkruidverdelgingsmiddelen, ook wel herbiciden genoemd. Het tweede rapport van het project zal de ecologische risico's van insecticiden behandelen. Het project, dat financieel werd ondersteund door de STOWA en het Ministerie van LNV (DLO onderzoekprogramma 276), beoogt inzicht te verschaffen in de juistheid van de gehanteerde normen en in de ecologische gevolgen van normoverschrijding. Hiervoor werden de resultaten van experimenten met individuele herbiciden in aquatische (semi)veldsituaties bijeengebracht en geëvalueerd. Het projectresultaat verschaft beleidsmedewerkers en waterbeheerders de mogelijkheid het ecologisch risico van berekende en gemeten concentraties bestrijdingsmiddel beter in te schatten. Deze kennis is ook van nut voor de interpretatie van (semi)veldstudies in het kader van het toelatingsbeleid van bestrijdingsmiddelen.

De auteurs van het rapport zijn Joost Lahr, Paul J. van den Brink en Theo C.M. Brock van DLO-Staring Centrum. Ook andere SC-DLO medewerkers, m.n. René van Wijngaarden, hebben een belangrijke inbreng gehad door inhoudelijke bijdragen en/of het becommentariëren van het rapport. Het personeel van de bibliotheek van SC-DLO leverde een belangrijke bijdrage door hun attente hulp bij het vergaren van de literatuur. Vanuit de STOWA werd het project geïnitieerd door Sjoerd Klapwijk en begeleid door Bas van der Wal, vanuit LNV door Her de Heer. Tevens werd het rapport besproken met Gertie Arts (IBN-DLO), Margriet Beek (RIZA), Jolande de Jonge (RIZA), Jos Notenboom (RIVM), Erik van de Plassche (RIVM) en Dick Vethaak (RIKZ). Van hun opbouwende kritiek is dankbaar gebruik gemaakt.

Utrecht, oktober 1998

De directeur van de STOWA
Drs J.F. Noorthoorn van der Kruijff

INHOUDSOPGAVE

Lijst van afkortingen	5
Samenvatting / Summary	6
1. Inleiding	8
2. Materiaal en methoden	10
2.1 Verzamelde literatuur	10
2.2 Criteria voor de selectie van bruikbare (semi)veldstudies	10
2.3 Endpoints en herstel	11
2.4 Criteria voor de indeling van effect-klassen	11
2.5 Vergelijking tussen herbiciden	13
2.6 Vergelijking van ecologische drempelwaarden met normen	14
3. Beschikbare informatie	16
3.1 Gebruikte studies	16
3.2 Fotosynthese-remmers	16
3.3 Auxine-simulators	17
3.4 Overige herbiciden (groeiremmers)	18
4. Toedieningswijze en gedrag van herbiciden in oppervlaktewater	20
5. Gevoelige endpoints	22
5.1 Hormesis	22
5.2 Fotosynthese-remmers	23
5.3 Auxine-simulators	26
5.4 Overige herbiciden (groeiremmers)	28
6. Indirecte effecten	32
7. Herstel	36
8. Evaluatie van de normstelling	38
8.1 Fotosynthese-remmers	38
8.2 Auxine-simulators	38
8.3 Overige herbiciden (groeiremmers)	40
9. Algemene discussie	42
10. Conclusies	44
11. Aanbevelingen voor ecosysteem experimenten met herbiciden	46
12. Referenties	48

LIJST VAN AFKORTINGEN

ASTM	American Society for Testing and Materials, Philadelphia
¹⁴ C	(radioactief) koolstof-14
CAB	Chemical Abstracts
2,4-D	2,4-dichloorfenoxyzijnzuur
2,4-D BBE	butoxyl ester van 2,4-D
2,4-DP	2,4-dichloorfenol
DLO	Dienst Landbouwkundig Onderzoek
DMF	dimethylformamide
DMSO	dimethylsulfoxide
DNOC	dinitro-orthocresol
DO	opgelost zuurstof
DOC	opgelost organisch koolstof
DT ₅₀	halfwaardetijd voor degradatie
EC ₅₀	concentratie waarbij bij 50% van het aantal toetsorganismen effect optreedt
EPA	Environmental Protection Agency (Verenigde Staten)
EU	Europese Unie, Brussel
gg-EC ₅₀	geometrisch gemiddelde van verschillende EC ₅₀ waarden
HRAC	Herbicide Resistance Action Committee, Leverkusen
IBN-DLO	DLO-Instituut voor Bos- en Natuurbeheer, Wageningen
LOEC	laagste concentratie waarbij een effect wordt geobserveerd
LOEC _{eco}	LOEC voor het gehele ecosysteem
LC ₅₀	concentratie waarbij bij 50% van het aantal toetsorganismen sterfte optreedt
LUW	Landbouwniversiteit Wageningen
LNV	Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij
MCPA	methylchloro-phenoxyzijnzuur
MCPP	mecoprop
MSMA	monosodiummethylarsenaat
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau
NEFYTO	Nederlandse Stichting voor Fytofarmacie, Den Haag
NOEC	hoogste concentratie waarbij geen effect wordt geobserveerd
NOEC _{eco}	NOEC voor het gehele ecosysteem
NW4	Vierde Nota Waterhuishouding
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development (OESO in het Nederlands), Parijs
PCB	polychloorbifenyyl
PD	Plantenziektenkundige Dienst, Wageningen
POC	deeltjes organisch koolstof
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven
RIZA	Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad
SC-DLO	DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied, Wageningen
STOWA	Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht
2,4,5-T	2,4,5-trichloorfenoxyzijnzuur
TU _{gsa}	Toxic Units op basis van gevoeligste standaard alg; concentratie actieve stof in het water (C _w) gedeeld door de gg-EC ₅₀ van gevoeligste standaard alg
UB	Uniforme Beginselen (toelatingscriteria voor gewasbeschermingsmiddelen volgens de EU)

SAMENVATTING

Een literatuurstudie van experimenten met herbiciden in experimentele aquatische ecosystemen is uitgevoerd met de volgende doelstellingen:

- 1) Vaststellen van de $NOEC_{ecosysteem}$ voor individuele verbindingen (de $NOEC_{ecosysteem}$ is de hoogst geteste concentratie waarbij geen effecten in het ecosysteem worden waargenomen)
- 2) Vergelijken van deze drempelwaarden met normen voor de waterkwaliteit
- 3) Evalueren van de ecologische consequenties van de overschrijding van deze normen.

Studies werden geschikt bevonden voor dit doel indien de testsystemen een realistische zoetwater gemeenschap nabootsten, er sprake was van een gedegen experimentele opzet en indien de studies in 1980 of later gepubliceerd werden. Bijna de helft van de verzamelde manuscripten voldeed niet aan deze selectiecriteria. Effecten werden geclassificeerd naar grootte en duur.

De gevoeligste systeemkenmerken voor fotosynthese-remmers, de meest bestudeerde groep herbiciden, waren responsen die verband hielden met het gemeenschapsmetabolisme en de structuur van fytoplankton, perifyton en waterplanten. Deze endpoints (meetdoelen) vertoonden een duidelijke dosis-effect relatie. De toelatingsnormen voor herbiciden volgens EU-criteria (Uniforme Beginselen) en het MTR, zoals vastgelegd in de 4^e Nota Waterhuishouding, bieden voldoende bescherming aan aquatische ecosystemen bij blootstelling aan individuele stoffen. Herbiciden met een auxine-simulerende werking vormen een mogelijke uitzondering hierop, omdat hogere waterplanten hiervoor veel gevoeliger zijn dan algen en de normen in de regel gebaseerd zijn op toxiciteitsgegevens van standaard algen. Functionele responsen van gemeenschappen in door fytoplankton gedomineerde ecosystemen herstelden soms snel door verschuivingen in de soortensamenstelling en adaptatie van de algen. Adequate studies in door macrofyten gedomineerde systemen zijn schaars. In geselecteerde experimenten met constante blootstelling aan concentraties net boven de $NOEC_{ecosysteem}$ werd soms een uitgesproken en langdurige afname van waterplanten waargenomen. Dit kan resulteren in aanzienlijke indirecte effecten op de met waterplanten geassocieerde microflora en fauna. De belangrijkste factoren die van invloed zijn op het type effect, en op het herstel na de toediening van herbiciden aan zoetwater ecosystemen, worden eveneens besproken.

SUMMARY

A literature review of freshwater model ecosystem studies with herbicides was performed 1) to assess the $NOEC_{ecosystem}$ for individual compounds, 2) to compare these threshold levels with water quality standards and 3) to evaluate the ecological consequences of exceeding these standards. Studies were judged appropriate for this purpose when 1) the test systems simulated a realistic freshwater community, 2) the experimental design was generally sound (ANOVA or regression design; exposure concentrations described) and 3) when published in 1980 and later. Almost half of the collected papers did not meet these selection criteria. Effects were classified according to their magnitude and duration. The most sensitive endpoints for photosynthesis inhibitors, the most widely studied group of herbicides, were responses related to community metabolism and the structure of phytoplankton, periphyton and macrophytes. These endpoints showed a clear dose-response relationship. The criteria as set by the Uniform Principles appeared to provide sufficient protection for aquatic ecosystems against herbicides. A possible exception are the herbicides with an auxine-simulating mode of action, because aquatic macrophytes appeared to be more sensitive to these substances than algae. Functional responses of communities in phytoplankton dominated ecosystems sometimes recovered rapidly through shifts in algae species composition and adaptation. Indirect effects on the zooplankton in such systems generally occurred at higher concentrations than primary effects. Adequate studies in macrophyte dominated systems were rare, but in several experiments a pronounced long-term decline of macrophytes was observed at chronic concentrations only slightly above the $NOEC_{ecosystem}$. This may result in considerable indirect effects on the macrophyte associated fauna. The most important modifying factors with respect to types of effects and recovery rates following the application of herbicides to freshwater ecosystems are also discussed.

1. INLEIDING

Dit rapport geeft een analyse van de actuele ecologische risico's van herbiciden in zoetwater ecosystemen. Onder actuele risico's worden risico's verstaan die ingeschat zijn met behulp van experimentele waarnemingen in (semi)veldexperimenten. Recentelijk zijn diverse rapporten verschenen die de aquatische ecotoxicologie van bestrijdingsmiddelen als onderwerp hebben (o.a. Ordelman *et al.*, 1993; Crommentuijn *et al.*, 1997; Teunissen-Ordelman *et al.*, 1997). In deze rapporten is informatie gepresenteerd over fysisch-chemische eigenschappen, voorkomen in oppervlaktewater, toxiciteit voor waterorganismen en normstelling. Resultaten van gecontroleerde (semi)veldexperimenten met herbiciden zijn in deze studies echter nauwelijks meegenomen. Het voorliggende rapport poogt deze leemte te vullen door een overzicht te geven van de beschikbare informatie over ecologische effecten van herbiciden in zoetwater ecosystemen.

Uit de beschikbare literatuur blijkt dat beschrijvend hydrobiologisch veldonderzoek naar effecten van herbiciden schaars is. Tevens is dergelijk veldonderzoek vaak moeilijk te interpreteren vanwege de ruimtelijke en temporele variatie in milieucondities en het ontbreken van een goed beschreven, niet behandeld, referentiesysteem. De in dit rapport gepresenteerde gegevens zijn dan ook voornamelijk gebaseerd op experimenten in aquatische modecosystemen, die afhankelijk van hun afmetingen ook wel microcosms (relatief klein) of mesocosms (relatief groot) genoemd worden. Een voordeel van deze door de onderzoeker geconstrueerde experimentele ecosystemen is dat ze gerepliceerd kunnen worden. Hierdoor verschaffen ze de mogelijkheid om onderzoek te doen op ecosystemenniveau, onder condities waarbij slechts een deel van de systemen behandeld wordt. Tevens bieden deze systemen het voordeel dat meerdere concentraties van een verontreinigende stof tegelijkertijd kunnen worden getest.

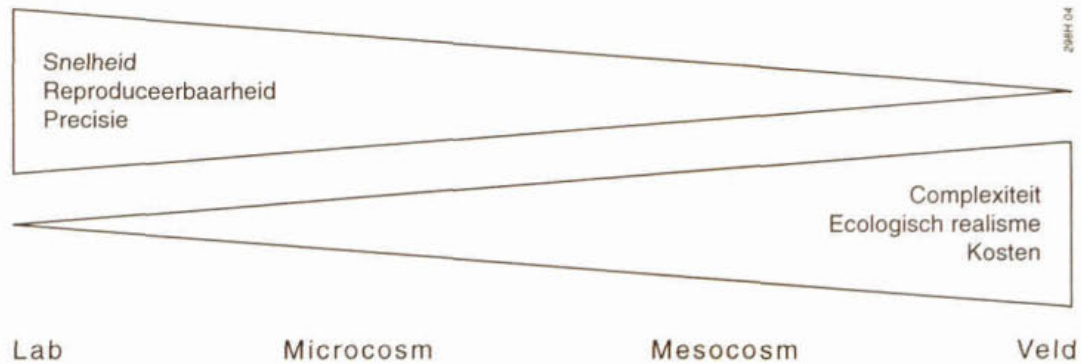
Microcosms en mesocosms worden opgebouwd door onderdelen van natuurlijke ecosystemen te verzamelen en in een kunstmatige behuizing te brengen, of door in het veld delen van bestaande ecosystemen zo ongestoord mogelijk te omsluiten (enclosures). Deze testsystemen worden beschouwd als experimenteel gereedschap dat een brug slaat tussen gecontroleerde laboratoriumexperimenten en de variabele en complexe omstandigheden in het veld. Ze koppelen als het ware experimentele reproduceerbaarheid aan ecologisch realisme (Figuur 1). Voor een discussie m.b.t. voordelen en tekortkomingen van dergelijke systemen t.o.v. natuurlijke aquatische ecosystemen wordt verwezen naar Brock *et al.* (1993).

De doelstellingen van het hier gepresenteerde literatuuronderzoek zijn:

- a) inventariseren van $NOEC_{eco}$ en $LOEC_{eco}$ waarden voor individuele herbiciden in oppervlaktewater, welke experimenteel zijn bepaald met behulp van zoetwater modecosystemen (microcosms, mesocosms) of adequate veldstudies. De $NOEC_{eco}$ is de hoogst geteste concentratie waarbij nog geen, of nauwelijks, effecten op de structuur en het functioneren van het onderzochte (model)ecosysteem worden waargenomen; de $LOEC_{eco}$ is de laagst geteste concentratie waarbij duidelijke effecten optreden. Tevens wordt bepaald of het noodzakelijk is om een onderscheid te maken naar toedieningsfrequentie (eenmalig versus meervoudig);
- b) vergelijken van deze $NOEC_{eco}$'s met vastgestelde normen voor herbiciden in oppervlaktewater;
- c) evalueren van de ecologische gevolgen van normoverschrijding, inclusief indirecte (secundaire) effecten en hersteltijd.

De afzet van herbiciden in Nederland in 1995 bedroeg 3.070.000 kg actieve stof, ongeveer 28% van de totaal verkochte hoeveelheid pesticiden (NEFYTO, 1996). Onkruidbestrijdingsmiddelen zijn onderverdeeld in een aantal chemische groepen met verschillende werkingsmechanismen. De aniliden (212.000 kg), dinitroalkylfenolen (151.000 kg), fenoxycarbonzuren (fenoxycarboxylzuren en fenoxycarboxylzuren en -esters: 414.000 kg), thiocarbamaten (196.000 kg), triazinen en triazinonen

(412.000 kg), ureumverbindingen (349.000 kg) en aminofosfonaten (344.000 kg) zijn in Nederland de meest gebruikte stoffen (NEFYTO, 1996). Ten behoeve van deze studie hebben wij de herbiciden ingedeeld in drie groepen op basis van verschillen in werkingsmechanisme, te weten: fotosyntheseremmers, auxine-simulators en overige stoffen. De laatste groep kan ook worden beschouwd als groeiremmers, daar de werking van de meeste verbindingen in deze groep hier bij benadering op neer komt.



Figuur 1 Experimentele ecosystemen als brug naar het veld.

2. MATERIAAL EN METHODEN

2.1 Verzamelde literatuur

Het bij SC-DLO aanwezige literatuurbestand diende als basis voor het onderzoek. Dit bestand is in de loop der jaren opgebouwd en bijgehouden m.b.v. de attenderingsbulletins 'Chemical Abstracts' en 'Current Contents'. Het bestaande bestand werd gecontroleerd op eventuele leemtes door een gerichte literatuurrecherche. Hiervoor werd het programma 'Winspurs' (versie 2.0) gebruikt. Met dit programma zijn de databases afgezocht van 'Agris Current' (1980 - heden), 'Biological Abstracts' (dec. 1989 - heden), en 'CAB-Abstracts' (1980 - heden). Publicaties tot en met juni 1997 zijn in dit literatuuronderzoek opgenomen.

2.2 Criteria voor de selectie van bruikbare (semi)veldstudies

De volgende criteria zijn gehanteerd bij het selecteren van studies:

1. Het testsysteem staat model voor een realistische levensgemeenschap van het zoete water (aanwezige organismen vertegenwoordigen diverse trofische niveaus, primaire producenten zijn het belangrijkste bij herbiciden, maar consumenten en decomposers zijn bij voorkeur ook aanwezig).
2. De proefopzet is voldoende en ondubbelzinnig beschreven.
3. De voor de studie relevante blootstellingconcentraties zijn te herleiden (op zijn minst zijn de nominale concentraties bekend) en er is geen gebruik gemaakt van schadelijke oplosmiddelen bij de toediening van het herbicide.
4. De onderzochte 'endpoints' (als meetdoel geselecteerde parameters) zijn gevoelig voor de stof en de effecten houden redelijkerwijs verband met de werkingsmechanismen van herbiciden. Vooral primaire producenten (o.a. fytoplankton, perifyton, macrofyten) worden als gevoelige endpoints voor herbiciden aangemerkt.
5. De effecten zijn statistisch aantoonbaar en vertonen een eenduidige dosis-effect relatie, of waargenomen effecten zijn in overeenstemming met een dosis-effect relatie uit aanvullende studies.
6. Voor het vaststellen van een $NOEC_{eco}$ mag ten minste de laagste testconcentratie binnen een studie geen consistent effect vertonen dat toe te schrijven is aan de behandeling; de concentratie boven de $NOEC_{eco}$ vertoont een duidelijk effect ($LOEC_{eco}$).
7. Voor het vergelijken van veldconcentraties met normconcentraties moeten toxiciteitgegevens van standaard toetsorganismen (tenminste een algensoort) en/of waterkwaliteitsnormen (grenswaarden of MTR's) bekend zijn.
8. De studie is gepubliceerd in 1980 of later.

De geselecteerde studies zijn vervolgens ingedeeld naar het werkingsmechanisme van de herbiciden (fotosynthese-remmers, auxine-simulators groeiremmers), het blootstellingregime (enkelvoudig, meervoudig of constant belast), en het soort testsysteem (stagnant of stromend).

Veel van de geëvalueerde studies in stromend water werden uitgevoerd in hercirculerende systemen, waardoor de blootstelling in feite vergelijkbaar is met die in een stagnant systeem. Er zijn slechts sporadisch studies gevonden die een dosering van een herbicide in (niet hercirculerend) stromend water betroffen.

2.3 Endpoints en herstel

In experimenten met herbiciden zijn er naast effecten op structurele endpoints (bijvoorbeeld dichtheden van algen en biomassa van waterplanten) ook belangrijke effecten op functionele endpoints te verwachten. Het gaat hierbij vooral om effecten op de primaire productie. Dit kan indirect worden gemeten als een afname van DO (de hoeveelheid opgelost zuurstof) en de pH. Een andere mogelijkheid betreft de directe meting van de primaire productie en respiratie door incubatie van watermonsters of substraten met perifyton of planten uit behandelde systemen, met bijvoorbeeld radioactief gelabeld koolstof (^{14}C -opname).

Een voordeel van experimenten uitgevoerd in de buitenlucht boven in het laboratorium uitgevoerde modeecosysteemexperimenten is dat meer realistische informatie verkregen kan worden over het herstel van verstoorde populaties en ecosysteemfuncties na het beëindigen van de stress. Wij beschouwen een endpoint in een belast systeem als hersteld indien deze, na een significante toe- of afname als direct of indirect gevolg van de behandeling, weer consistent binnen de normale spreiding van de controlesystemen valt. Op theoretische gronden zal herstel van aangetaste endpoints in (semi)veldsituaties kunnen optreden indien:

- de toxische stof verdwijnt en/of de biologische beschikbaarheid van de stof dermate afneemt dat de kritische drempelwaarden onderschreden worden, en;
- de overige relevante milieuomstandigheden (o.a. voedselaanbod, nutriënten, temperatuur) nog, of opnieuw, in overeenstemming zijn met de eisen van de aangetaste populaties, en;
- de generatietijd van de aangetaste soorten korter is dan de duur van de studie, en;
- er bij het volledig verdwijnen van soorten herkolonisatie plaats kan vinden van buiten het systeem.

Microcosm-studies die zijn uitgevoerd in het laboratorium voldoen in veel gevallen niet aan de twee laatste randvoorwaarden. Deze experimenten leveren over het algemeen slechts informatie over herstel van populaties die resistente levensstadia bezitten en hun levenscyclus binnen korte tijd in de microcosms kunnen voltooien.

Bij studies met herbiciden wordt regelmatig adaptatie waargenomen (zie referenties bij figuur 12). Dit wordt vooral gerapporteerd voor zwevende algen (fytoplankton) en algen op vaste substraten (perifyton), waarschijnlijk vanwege hun korte generatietijd. Er kunnen twee typen adaptatie worden onderscheiden. In het eerste geval verdwijnen de gevoeligste algen, maar nemen minder gevoelige soorten in aantal toe door verminderde concurrentie om nutriënten, CO_2 etc. (adaptatie van de gemeenschap). Adaptatie kan echter ook binnen een populatie van een enkele soort optreden. Hierbij vermenigvuldigen de resistente individuen zich totdat de populatie zich herstelt. Door adaptatie kunnen functionele endpoints, zoals de primaire productie, zich bij voortdurende blootstelling aan het herbicide herstellen ondanks een langdurige verandering in soortensamenstelling. In de meeste studies wordt adaptatie niet direct gemeten (bijvoorbeeld door een toegenomen tolerantie voor het bestrijdingsmiddel), maar valt het optreden van het fenomeen te herleiden uit het feit dat functionele parameters en/of individuele populaties zich herstellen terwijl de stof langdurig in het systeem aanwezig blijft.

2.4 Criteria voor de indeling van effectklassen

De in de literatuur beschreven effecten van behandelingen met herbiciden zijn ingedeeld naar gevoeligheid van de respons van de onderzochte endpoints. De endpoints zijn onderverdeeld in acht groepen: gemeenschapsmetabolisme, fytoplankton, perifyton, macrofyten, zoöplankton,

macrocrustaceeën en insecten, mollusken en vissen en amfibieën. De effecten gerapporteerd op deze endpoints zijn ingedeeld in vijf effectklassen die zijn gebaseerd op de volgende criteria:

Klasse 1: 'effect niet aantoonbaar'

- geen effecten waargenomen ten gevolge van de behandeling (statistisch aantoonbaar zijn speelt bij dit criterium in eerste instantie een belangrijke rol) en;
- waargenomen verschillen tussen behandeling en controles vertonen geen duidelijke causaliteit.

Klasse 2: 'licht effect'

- effecten gerapporteerd in terminologie van 'slight'; 'transient' en;
- kortdurende en/of kwantitatief beperkte respons van gevoelige endpoints en;
- effecten slechts waargenomen op individuele monstertijdstippen.

Klasse 3: 'groot kortdurend effect'

- uitgesproken respons van gevoelige endpoints maar totaal herstel binnen 8 weken na laatste toediening en;
- effecten gerapporteerd als 'tijdelijke effecten op meerdere gevoelige soorten'; 'tijdelijke eliminatie gevoelige soorten'; 'tijdelijke effecten op minder gevoelige soorten/endpoints' en;
- effecten waargenomen op enkele opeenvolgende monstertijdstippen.

Klasse 4: 'groot effect in kortdurende studie'

- uitgesproken effecten (o.a. grote reducties van functionele endpoints en eliminatie van gevoelige soorten) waargenomen, maar de duur van de studie is te kort voor het aantonen van volledig herstel binnen 8 weken na (laatste) toediening van het bestrijdingsmiddel.

Klasse 5: 'groot langdurig effect'

- uitgesproken respons van gevoelige endpoints en hersteltijd van gevoelige endpoints langer dan 8 weken na laatste toediening en;
- effecten gerapporteerd als 'langdurige effecten op veel gevoelige soorten/endpoints'; 'eliminatie gevoelige soorten'; effecten op minder gevoelige soorten/endpoints' of andere beschrijvingen van deze strekking en;
- effecten waargenomen op diverse opeenvolgende monstertijdstippen.

Voor alle acht groepen werd voor iedere bestudeerde concentratie van elke studie bepaald tot welke effectklasse de respons ingedeeld kon worden. Door deze resultaten uit te zetten tegen de getoetste (nominale) concentraties wordt een overzicht verkregen van de gerapporteerde effecten en bij welke concentraties deze optreden (zie Figuur 3 als voorbeeld).

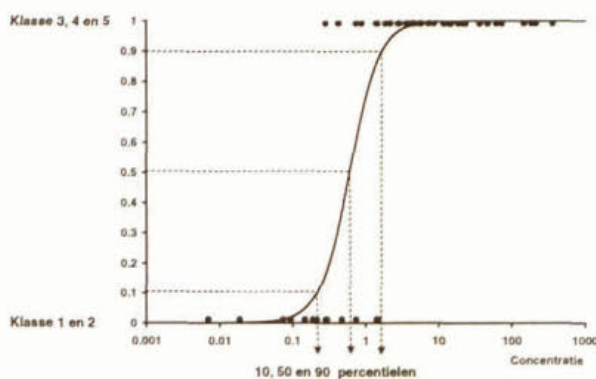
Om een samenvatting te geven van alle verkregen resultaten (en de spreiding hierin), zijn de gegevens als gepresenteerd in Figuur 3 ook met logistische regressie geanalyseerd. Hierbij is een onderscheid gemaakt tussen studies met een eenmalige en meervoudige/chronische toediening. Hiervoor zijn de effectklassen teruggebracht naar een binaire grootheid (ja/nee; 0/1). De effectklassen zijn op 3 verschillende manieren ingedeeld: geen versus licht en duidelijk effect (Klasse 1 versus 2,3,4,5); geen

en licht versus duidelijk effect (Klasse 1,2 versus 3,4,5) en herstel versus geen herstel binnen 8 weken (klasse 1,2,3 versus 5). De eerste indeling kan als een "worst-case" beschouwd worden, alle effecten hoe klein ook worden meegenomen. De tweede indeling is iets liberaler, lichte effecten optredend op een enkel monstertijdstip worden niet als negatief beschouwd. De derde indeling bepaald of het endpoint zich binnen 8 weken heeft kunnen herstellen of niet. Klasse 4 effecten zijn bij deze indeling buiten beschouwing gelaten omdat de duur van de betreffende studies te kort was om te bepalen of de bestudeerde endpoints zich al dan niet binnen 8 weken herstelden. Het logistische model dat gebruikt is voor deze berekeningen is:

$$y = \frac{1}{1 + e^{-b(\ln(x)-a)}}$$

Hierin is y de responsvariabele (wel/geen effect; wel/geen herstel), x de concentratie uitgedrukt in TU_{gsa} , a de concentratie waarbij voor 50% van de studies een effect of geen herstel is gerapporteerd, en b is de helling van de sigmoïde curve bij deze concentratie. Met behulp van deze functie is het 10, 50 en 90 percentiel berekend; d.w.z. die gefitte concentraties (uitgedrukt in TU_{gsa} , voor berekening zie paragraaf 2.5) waarvoor voorspeld wordt dat bij respectievelijk 10, 50 en 90% van de studies een effect of geen herstel optreedt. Tevens zijn de 95% betrouwbaarheidsintervallen voor deze percentielen berekend. Er is een onderscheid gemaakt tussen functionele en structurele endpoints. De respons van het gemeenschapsmetabolisme is als functionele endpoint gebruikt, de gevoeligste gemeten respons van de primaire producenten als structurele. De berekeningen zijn uitgevoerd met het statistische pakket GENSTAT (Payne en Lane, 1993).

In Figuur 2 is een voorbeeld gegeven van een analyse van klasse 1 en 2 effecten versus klasse 3, 4 en 5 effecten. Omdat de uitkomsten van de 10 en 90 percentielen gevoeliger zijn voor de gekozen modelfunctie worden vooral de 50 percentielen gebruikt voor de vergelijking van de resultaten.



Figuur 2 Voorbeeld van het berekenen van 10, 50 en 90 percentielen uit de gegevens van de microcosm en mesocosm studies.

2.5 Vergelijking tussen herbiciden

Om een goede vergelijking tussen studies met verschillende herbiciden mogelijk te maken, zijn de gerapporteerde veldconcentraties 'genormaliseerd' door deze te delen door de EC_{50} van de meest gevoelige door de OECD (1984) aanbevolen standaard algensoorten: *Scenedesmus subspicatus*, *Selenastrum capricornutum* of *Chlorella vulgaris*. Alle drie soorten behoren tot de groene algen (Chlorophyta). De soort *Selenastrum capricornutum* is onlangs hernoemd naar *Raphidocelis subspicata*, maar daar deze naam nog niet ingeburgerd is wordt in dit rapport nog de oude naam gebruikt. Voor de geëvalueerde herbiciden is in de meeste gevallen *S. subspicatus* of *S. capricornutum* gebruikt. Voor *C. vulgaris* zijn slechts sporadisch gegevens gevonden. De verwante soort *Chlorella pyrenoidosa* wordt vaker gebruikt bij toxiciteitstesten. *Chlorella* blijkt echter in alle onderzochte gevallen minder gevoelig dan de andere twee standaardsoorten. In één geval (fluridon) is door het ontbreken van gegevens van groene algen de EC_{50} voor een blauwalg (Cyanophyta of Cyanobacteria)

gebruikt. Voor de stof MSMA werd wel een bruikbare (semi)veldstudie, maar geen geschikte algengegevens gevonden.

Bij standaardtoetsen met algen (OECD, 1984) kan de EC_{50} op twee manieren berekend worden: aan de hand van de groei of aan de hand van de groeisnelheid. Algenpopulaties in de 'log-fase' van de groei worden gedurende 72 tot 120 uur aan verschillende concentraties van een stof blootgesteld. De gemeten endpoints kunnen variëren van het aantal cellen en het biovolume tot het nat- of drooggewicht of het chlorofyl-a gehalte van de populatie. In het geval van groei wordt de EC_{50} berekend als de concentratie waarbij na 72-120 uur 50% reductie van een van deze parameters optreedt ten opzichte van de controle. In het geval van de groeisnelheid wordt de EC_{50} afgeleid uit de hellingshoek van de groeicurven. Beide waarden zijn niet noodzakelijkerwijs hetzelfde.

Als eerste informatiebron voor de toxiciteitgegevens zijn de publicaties van Crommentuijn *et al.* (1997), Solomon *et al.* (1996) (atrazin), Fairchild *et al.* (1997) en de referenties uit de artikelen over de geëvalueerde (semi)veldstudies gebruikt. Voor enkele stoffen is daarna nog verder gezocht in on-line literatuurbestanden. Indien er meerdere EC_{50} 's van algen beschikbaar waren, werd hiervan voor de gevoeligste soort het geometrisch gemiddelde berekend. Deze procedure werd gevolgd omdat eventueel afwijkende EC_{50} waarden dan minder zwaar wegen. Het geometrisch gemiddelde van beschikbare EC_{50} waarden voor de geselecteerde standaard toetssoort wordt in dit rapport verder aangeduid met de term "gg- EC_{50} ". Er is bij het bepalen van de gg- EC_{50} geen onderscheid gemaakt tussen bepalingen op basis van groei en groeisnelheid aangezien de variatie tussen de EC_{50} 's per algensoort als gevolg van de verschillende bronnen groter was dan de variatie door de toegepaste berekeningswijze en/of endpoints.

Een van de doelstellingen van dit rapport is om experimenten met verschillende herbiciden onderling te vergelijken. Hiervoor zijn de getoetste concentraties genormaliseerd naar hun toxiciteit voor de gevoeligste standaard-alg; de waterconcentratie als getest in de verschillende experimenten zijn gedeeld door de gg- EC_{50} van de gevoeligste standaard alg. De eenheid van de resulterende grootte wordt gedefinieerd als TU_{gsa} : Toxic Unit van de gevoeligste standaard-alg.

Naast de EC_{50} waarden voor standaard-algen zijn ook de beschikbare gegevens voor kroos, *Lemna spp.*, verzameld. Dit betrof toetsen met verscheidene soorten waarvoor nog geen OECD richtlijnen bestaan. De duur van deze testen loopt uiteen van 4 dagen tot drie weken. In een voorlopig document van de ASTM (1997) wordt zeven dagen geadviseerd.

Alle verzamelde toxiciteitgegevens voor standaard algen en kroos zijn opgenomen in de bijlagen. In het hoofd rapport worden verder alleen de gg- EC_{50} 's of de waterconcentraties uitgedrukt in TU_{gsa} vermeld.

Ofschoon het voor de hand ligt dat algen de meest gevoelige testsoorten voor herbiciden zijn is ook aandacht besteed aan de toxiciteit van de geëvalueerde stoffen voor *Daphnia* (watervlo) en vis. Voor één stof, triallaat, ligt de acute 48 uren LC_{50} waarde voor *Daphnia* in de buurt van die voor standaard algen. Deze waarde is ook vermeld in bijlage 18. Vissen zijn voor alle onderzochte stoffen minder gevoelig dan standaard algen.

2.6 Vergelijking van ecologische drempelwaarden met normen

Uit (semi)veldstudies verkregen ecologische drempelwaarden ($NOEC_{eco}$'s) worden vergeleken met in Nederland gehanteerde normen. Voor bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater kan een onderscheid gemaakt worden tussen toelatingsnormen en waterkwaliteitsnormen. Bij waterkwaliteitsnormen hanteert men als uitgangspunt het Maximaal Toelaatbaar Risico-niveau (MTR). Indien meer dan 4 adequate chronische toxiciteitgegevens voor waterorganismen beschikbaar zijn wordt de MTR bepaald volgens de methode beschreven door Aldenberg en Slob (1993). Indien minder dan 4 chronische

NOEC's beschikbaar zijn wordt de MTR bepaald volgens de gemodificeerde EPA methode zoals beschreven in Crommentuijn *et al.* (1997).

Toelatingsnormen zijn gebaseerd op de criteria beschreven in de Uniforme Beginselen (EU, 1997). Volgens de Uniforme Beginselen mag bij de eerste stap in de risico-evaluatie de concentratie van een bestrijdingsmiddel in oppervlaktewater niet hoger zijn dan $0,01 \times \text{acute L(E)C}_{50}$ voor vis of *Daphnia* en $0,1 \times \text{EC}_{50}$ voor alg. Tevens mag bij langdurige blootstelling de gemiddelde blootstellingconcentratie niet hoger zijn dan $0,1 \times \text{chronische NOEC } Daphnia$ (21 dagen) en vis (28 dagen). In tweede instantie kan van bovengenoemde toelatingsnormen afgeweken worden mits d.m.v. een adequate risico-evaluatie wordt aangetoond dat het actuele risico voor waterorganismen aanvaardbaar is. Binnen de Nederlandse wettelijke kaders (besluitvorming milieutoelatingseisen bestrijdingsmiddelen) wordt bij de alg overigens het criterium van $0,1 \times \text{NOEC}$ gehanteerd.

Normen volgens de Uniforme Beginselen (UB norm) worden in dit rapport vastgesteld op basis van toxiciteitgegevens voor algensoorten volgens OECD richtlijnen. Deze waren in alle gevallen de meest gevoelige groep standaardtestsoorten. We definiëren een liberale en een conservatieve UB norm. De in de literatuur gerapporteerde laagste EC_{50} waarde voor een van de bovengenoemde standaard algen wordt als basis genomen voor de berekening van de conservatieve UB norm, door deze waarde door een factor 10 te delen. De liberale UB norm wordt vastgesteld door de in de vorige paragraaf beschreven gg- EC_{50} te delen door 10.

3. BESCHIKBARE INFORMATIE

3.1 Gebruikte studies

In de literatuur werden 124 studies gevonden welke de effecten van herbiciden op een aquatisch systeem beschreven. Hiervan vielen er 29 onmiddellijk af omdat de studies niet in (volledig) zoetwater waren uitgevoerd of doordat zij vóór 1980 gepubliceerd waren. Van de overgebleven 95 studies voldeden er 39 (41%) niet aan de overige evaluatiecriteria. Een belangrijke reden hiervoor was in vele gevallen een gebrek aan statistische onderbouwing van de gegevens. Dit werd vooral geconstateerd bij experimenten met een zogenaamde regressie opzet, waarin de verschillende behandelingen niet gerepliceerd werden. Maar ook bij gerepliceerde studies liet de kwaliteit van de statistische analyses niet zelden te wensen over. De meeste publicaties uit deze laatste groep zijn echter wel in het overzicht opgenomen. In enkele gevallen waren de effecten in ongerepliceerde studies zo duidelijk dat deze uiteindelijk toch gebruikt konden worden. De waargenomen effecten moesten in dat geval echter wel aannemelijk worden gemaakt met de resultaten van beter uitgevoerde en vergelijkbare experimenten door andere auteurs, of middels een goede correlatie met acute toxiciteitgegevens.

Van de geselecteerde studies zijn allereerst uitgebreide samenvattingen gemaakt en in een spreadsheet weergegeven. Iedere studie heeft hierbij een studienummer ontvangen. Een beknopte versie van deze samenvattingen is in Bijlagen 1 t/m 20 van dit rapport te vinden. Hiertoe zijn de gegevens per stof en naar oplopende concentratie gerangschikt.

3.2 Fotosynthese-remmers

Binnen deze groep vallen de triazinen/triazinonen en de ureum-verbindingen. Deze stoffen blokkeren het elektronentransport in de Hill-reactie van het fotosysteem II. Primaire producenten zoals hogere planten en algen kunnen hierdoor niet meer in hun energiebehoefte voorzien (Van Rijn *et al.*, 1995). Belangrijke vertegenwoordigers van beide groepen zijn atrazin en simazin bij de triazinen en isoproturon, linuron, monolinuron en diuron bij de ureum verbindingen. De meeste van deze middelen worden als onkruidverdelgers gebruikt in de akkerbouw en de tuinbouw en toegepast als bodemherbiciden.

Tabel 1 geeft een overzicht van de 37 gevonden studies met fotosynthese-remmers die aan de criteria voldeden. De studies betreffen 7 actieve stoffen, waarvan atrazin veruit het meest bestudeerd is (ruim de helft van het aantal studies in de tabel). Het merendeel van de experimenten is uitgevoerd in stagnante proefsystemen. Van de genoemde stoffen is alleen hexazinon niet in Nederland toegelaten.

In het Nederlandse zoete water worden middelen uit de groep van de fotosyntheseremmers met grote regelmaat aangetroffen. In een studie van grote oppervlaktewateren vonden Phernambucq *et al.* (1996) in zo goed als 100% van alle monsters sporen atrazin en simazin. Diuron en isoproturon werden in meer dan 50% van de gevallen aangetroffen. De hoogste concentraties triazinen, die gedurende verschillende monitoringstudies zijn gevonden, bedroegen 14 µg/L atrazin, 2,5 µg/L simazin en 1,1 µg/L terbutryn (Ordelman *et al.*, 1993). Dit betrof vooral regionale wateren. Maximale concentraties in de grotere rijkswateren waren lager. De hoogste concentraties ureum-verbindingen in rijkswateren waren voor diuron, isoproturon en linuron respectievelijk 43, 4,0 en 2,2 µg/L (Teunissen-Ordelman *et al.*, 1997). Het is echter niet uit te sluiten dat de maxima voor deze stoffen in de regionale gebieden hoger zullen liggen. Hierover zijn in het betreffende rapport echter geen gegevens opgenomen.

Tabel 1 Ecosysteem experimenten met fotosynthese-remmende herbiciden opgenomen in dit rapport.

Werkzame stof	Teststelsysteem	Waterregime	Dosering	Locatie	Referentie(s)	Studie nummer
atrazin	microcosms, lab.	stagnant	eenmalig	USA, Georgia	Brockway <i>et al.</i> , 1984	[1]I
atrazin	exp. vijvers	stagnant	eenmalig	Frankrijk, Parijs	Baturo <i>et al.</i> , 1995	[6]
atrazin	microcosms, lab.	stagnant	eenmalig	USA, Missouri	Johnson, 1986	[7]
atrazin	microcosms, lab.	stagnant	eenmalig	USA, Oregon	Stay <i>et al.</i> , 1989	[11]
atrazin	exp. stromen, lab.	hercirculerend	eenmalig	USA, Vermont	Guessner en Watzin, 1996	[5]
atrazin	exp. stromen, buiten	hercirculerend	eenmalig	USA, Texas	Moorhead en Kosinski, 1986	[17]
atrazin	exp. vijvers	stagnant	eenmalig	USA, Montana	Fairchild <i>et al.</i> , 1994	[13]
atrazin	microcosms, lab.	stagnant	eenmalig	USA, Oregon	Stay <i>et al.</i> , 1985	[14]
atrazin	natuurlijke beek	doorstroom	twec pulsen	USA, Nebraska	Jurgensen en Hoagland, 1990	[19]
atrazin	exp. vijvers	stagnant	meermalig	USA, Kansas	DeNoyelles <i>et al.</i> , 1982 Dewey, 1986 Kettle <i>et al.</i> , 1987 DeNoyelles <i>et al.</i> , 1989 DeNoyelles <i>et al.</i> , 1994	[10]
atrazin	enclosures in meer	stagnant	meermalig additief & eenmalig	Canada, Ontario	Hamilton <i>et al.</i> , 1987	[15]
atrazin	microcosms, lab.	doorstroom	constant	USA, Georgia	Brockway <i>et al.</i> , 1984	[1]II
atrazin	microcosms, lab.	doorstroom	constant	USA, Virginia	Pratt <i>et al.</i> , 1988	[2]
atrazin	enclosures in vijver	stagnant	constant	Duitsland, Beieren	Jüttner <i>et al.</i> , 1995	[3]
atrazin	microcosms, lab.	stagnant	constant	Nederland, Wageningen	Van den Brink <i>et al.</i> , 1995	[4]
atrazin	enclosures in meer	stagnant	meermalig additief	Canada, Ontario	Herman <i>et al.</i> , 1986 Hamilton <i>et al.</i> , 1988 Hamilton <i>et al.</i> , 1989	[18]
atrazin	exp. stromen, buiten	hercirculerend	constant	USA, Texas	Kosinski, 1984	[8]
atrazin	exp. moeras	doorstroom	constant	USA, Minnesota	Kosinski en Merkle, 1984 Detenbeck <i>et al.</i> , 1996	[9]
atrazin	exp. stromen, buiten?	hercirculerend	constant	USA, Ohio	Krieger <i>et al.</i> , 1988	[12]
atrazin	microcosms, lab.	doorstroom	constant	USA, Georgia	Hamala en Kollig, 1985	[16]
simazin	enclosures in moeras	stagnant	eenmalig	Canada, Manitoba	Goldsborough en Robinson, 1983 Goldsborough en Robinson, 1986	[21]
simazin	enclosures in vijver	stagnant	eenmalig	Canada, Manitoba	Goldsborough en Robinson, 1985	[22]
simazin	enclosures in moeras	stagnant	eenmalig	Canada, Manitoba	Gurney en Robinson, 1989	[23]
simazin	microcosms in vijver	stagnant	eenmalig	USA, Virginia	Jenkins en Buikema, 1990	[24]
terbutryn	enclosures in moeras	stagnant	eenmalig	Canada, Manitoba	Goldsborough en Robinson, 1983 Goldsborough en Robinson, 1986	[21]
terbutryn	enclosures in moeras	stagnant	eenmalig	Canada, Manitoba	Gurney en Robinson, 1989	[23]
terbutryn	enclosures in vijver	stagnant	eenmalig	USA, Alabama	Struve <i>et al.</i> , 1991	[25]
terbutryn	microcosms, lab.	doorstroom	puls	UK, Bristol	Paterson en Wright, 1987	[38]
hexazinon	enclosures in meer	stagnant	eenmalig	Canada, Ontario	Thompson <i>et al.</i> , 1993 a Thompson <i>et al.</i> , 1993 a	[28]
hexazinon	exp. stromen, lab. & exp. stromen, buiten	doorstroom	puls	Canada, Ontario	Kreutzweiser <i>et al.</i> , 1995	[26]
hexazinon	exp. stromen, buiten	doorstroom	puls	Canada, Ontario	Kreutzweiser <i>et al.</i> , 1992	[27]
linuron	enclosures in vijver	stagnant	eenmalig	UK, Kent	Stephenson en Kane 1984	[29]
linuron	microcosms, lab.	stagnant	constant	Nederland, Wageningen	Van den Brink <i>et al.</i> , 1997 Cuppen <i>et al.</i> , 1997	[30]
Isoproturon	microcosms, lab.	stagnant	eenmalig	Frankrijk, Bordeaux	Feurtet-Mazel <i>et al.</i> , 1996	[31]
Isoproturon	microcosms, lab.	stagnant	eenmalig	Frankrijk, Bordeaux	Pèrès <i>et al.</i> , 1996	[32]
Isoproturon	microcosms, lab.	stagnant	eenmalig	Duitsland, München	Traunspurger <i>et al.</i> , 1996	[42]
Diuron	microcosms, lab.	stagnant	eenmalig	USA, Minnesota	Flum en Shannon, 1987	[20]

3.3 Auxine-simulators

De groep auxine-simulators omvat verschillende groepen fenoxycarbonzuren. Deze verbindingen worden door de wortels of het blad van planten opgenomen en imiteren de werking van het hormoon auxine dat de groei van planten regelt. Doordat fenoxycarbonzuren niet afbreken in de plant, groeien deze zich letterlijk dood (Van Rijn *et al.*, 1995). Bij de helft van de 8 adequate studies werden de effecten van fenoxyzijnzuur 2,4-D onderzocht (Tabel 2). Verder werden er studies met 2,4,5-T, de pyridine verbindingen picloram en clopyralid, en van het pyridyloxyzijnzuur trichlopyr gevonden. Veel experimenten met stoffen uit deze groep zijn gepubliceerd vóór 1980 en/of blijken ook om andere redenen ontoereikend. Hierdoor konden studies met bekende herbiciden met een hormoonwerking zoals de veel gebruikte middelen MCPA, mecoprop (MCP) en dichloorprop (2,4-

DP) niet worden geëvalueerd in het kader van dit review. Van de stoffen in Tabel 2 zijn 2,4-D, clopyralid en trichlopyr in Nederland toegelaten.

2,4-D is door Phernambuq *et al.* (1996) in ruim 10% van de monsters uit Nederlandse rijkswateren aangetroffen. 2,4,5-T werd in ongeveer 4% van de gevallen gevonden. De maximaal gemeten concentratie van 2,4-D in rijkswateren was 23 µg/L.

Tabel 2 Ecosysteem experimenten met auxine-simulerende herbiciden opgenomen in dit rapport.

Werkzame Stof	Teststelsysteem	Waterregime	Dosering	Locatie	Referentie(s)	Studie nummer
2,4-D	exp. vijvers	stagnant	eenmalig	niet genoemd	Boyle, 1980	[33]
2,4-D	enclosures in vijver	stagnant	eenmalig	Canada, Saskatchewan	Forsyth <i>et al.</i> , 1997	[34]
2,4-D	microcosms & meer	stagnant	eenmalig	USA, Kentucky	Kobriae en White, 1996	[35]
2,4-D	exp. vijvers	stagnant	eenmalig	Canada, Ontario	Scott <i>et al.</i> , 1981 Stephenson en Mackie, 1986 Sherry, 1994	[44]
2,4,5-T	microcosms, lab.	stagnant	eenmalig	Japan	Sugiura, 1992	[46]
Picloram	enclosures in vijver	stagnant	eenmalig	Canada, Saskatchewan	Forsyth <i>et al.</i> , 1997	[34]
Clopyralid	enclosures in vijver	stagnant	eenmalig	Canada, Saskatchewan	Forsyth <i>et al.</i> , 1997	[34]
Trichlopyr	exp. stromen, buiten	doorstroom	puls	Canada, Ontario	Kreutzweiser <i>et al.</i> , 1992	[27]

3.4 Overige herbiciden (groeiremmers)

Onder de noemer overige herbiciden scharen wij in het kader van dit rapport alle middelen die geen directe fotosyntheseremmende of hormoonsimulerende werking hebben. De meeste van deze stoffen verstoren biosynthese- en groeiprocessen in de cel en hebben aldus een groei- of celdelingremmende werking. Het aantal geschikte studies in deze categorie bedroeg 11. Diquat was de meest bestudeerde verbinding. De studies staan in Tabel 3.

Tabel 3 Ecosysteem experimenten met overige groepen herbiciden opgenomen in dit rapport. De meeste stoffen hebben een groeiremmende werking.

Werkzame stof	Teststelsysteem	Waterregime	Dosering	Locatie	Referentie(s)	Studie nummer
diquat	microcosms, lab.	Stagnant	constant & eenmalig	Duitsland	Draxl <i>et al.</i> , 1991	[36]
diquat	microcosms, lab.	Stagnant	eenmalig	USA, Pennsylvania	Barreiro Lozano en Pratt, 1994	[37]
diquat	microcosms, lab.	Stagnant	eenmalig	USA, Pennsylvania	Pratt <i>et al.</i> , 1990	[45]
diquat	microcosms, lab.	Doorstroom	puls	UK, Bristol	Paterson en Wright, 1987	[38]
paraquat	exp. stromen, buiten	Hercirculerend	constant	USA, Texas	Kosinski, 1984 Kosinski en Merkle, 1984	[8]
fluridon	enclosures in vijver	Stagnant	eenmalig	USA, Alabama	Struve <i>et al.</i> , 1991	[25]
metsulfuron-methyl	enclosures in meer	Stagnant	eenmalig	Canada, Ontario	Thompson <i>et al.</i> , 1993 a Thompson <i>et al.</i> , 1993 a	[28]
alachloor	exp. stromen, lab.	Hercirculerend	eenmalig	USA, Nebraska	Spawn <i>et al.</i> , 1997	[39]
tri-allaat	microcosms, lab.	Stagnant	eenmalig	USA, Missouri	Johnson, 1986	[7]
trifluralin	microcosms, lab.	Stagnant	eenmalig	USA, Missouri	Johnson, 1986	[7]
MSMA	exp. stromen, buiten	Hercirculerend	constant	USA, Texas	Kosinski, 1984 Kosinski en Merkle, 1984	[8]

De dipyridilium verbindingen diquat en paraquat verstoren het fotosysteem-I van de plant. Hierbij worden schadelijke zuurstofradicalen (superoxiden) gevormd die het plantweefsel aantasten. Fluridon is een 4-pyridon dat de caroteensynthese verstoort. Metsulfuron-methyl is een sulfonyl-ureum dat in tegenstelling tot de verwante ureum-verbindingen niet de fotosynthese, maar de aminozaarsynthese en celdeling remt. Alachloor behoort tot de aniliden. Deze groep stoffen werkt mogelijk in op de eiwit- en vetzuaarsynthese en vermindert de celdeling en wortelstrekking in planten. Tri-allaat behoort tot de thiocarbamaten en trifluralin is een dinitroaniline. Beide verbindingen remmen eveneens de deling en

strekking van cellen. Van MSMA tenslotte, een organoarsenicum, is het werkingsmechanisme niet bekend.

De nomenclatuur en indeling van bovengenoemde middelen willen nog al eens verschillen. Wij hebben de Nederlandse Gewasbeschermingsgids gevolgd (PD, 1996). Voor de beschrijving van de werkingsmechanismen is gebruik gemaakt van Dejonckheere en Steurbaut (1996), Tomlin (1994), Van Rijn *et al.* (1995) en HRAC (1996). Metsulfuron-methyl en tri-allaat zijn in Nederland toegelaten. Voor het veel toegepaste middel glyfosaat (Roundup), een amino fosfonaat dat de aminozuursynthese van de plant remt, werden geen geschikte studies gevonden.

Uit deze groep overige stoffen is door Rijkswaterstaat in het Nederlandse water alleen trifluralin aangetoond (Phernambuq *et al.*, 1996). De stof kwam echter in slechts enkele van de metingen voor. Het maximum bedroeg 0,01 µg/L .

4. TOEDIENINGSWIJZE EN GEDRAG IN OPPERVLAKTEWATER

De meeste herbiciden zijn te slecht in water oplosbaar om een zeer geconcentreerde wateroplossing te kunnen maken. Vaak is het voor de experimentele toediening van een herbicide in micro- en mesocosms toch wenselijk zo'n oplossing te hebben, en worden organische oplosmiddelen gebruikt om deze te maken. Van de meest gebruikte middelen zoals ethanol, methanol en aceton is echter bekend dat deze toxisch kunnen zijn voor algen, ze worden bijvoorbeeld ook gebruikt bij de extractie van fotopigmenten zoals chlorofyl uit plantaardig celmateriaal. Hess (1980) vond dat cellen van de alg *Chlamydomonas eugametos* beschadigd werden bij meer dan 10 ml/l (1% v/v) ethanol of dimethylsulfoxide (DMSO). Voor aceton lag deze grens op 5 ml/l (0,5% v/v). St. Laurent *et al.* (1992) rapporteerden NOEC waarden in dezelfde orde van grootte voor *Selenastrum capricornutum* voor respectievelijk methanol en aceton: 6,8 en 2,3 ml/l. Bérard (1996) constateerde soortenverschuivingen in natuurlijke fytoplanktongemeenschappen bij 0,5 ml/l ethanol, methanol, DMSO en dimethylformamide (DMF). In hetzelfde experiment had ethanol ook nog een remmende werking op het chlorofyl-a.

Het is niet duidelijk of directe toxiciteit voor algen er eveneens de oorzaak van kan zijn dat er bij nog lagere concentraties ethanol soms enorme effecten op de zuurstofhuishouding worden waargenomen. Feurtet-Mazel *et al.* (1996), bijvoorbeeld, constateerden in microcosms duidelijke effecten van ethanol bij 0,5 ml/l en lager. En uit andere experimenten valt af te leiden dat ethanol zelfs bij concentraties van 2,0-2,9 µl/l de zuurstofconcentraties tot bijna nul kan reduceren (Lay *et al.*, 1984; Peichl *et al.*, 1984, 1985; Lampert, *et al.*, 1989; Neugebauer, 1990). Tegelijkertijd wordt in deze proeven een sterke verlaging van de pH waargenomen en in sommige gevallen verdwijnt zelfs het zoöplankton. Lynch *et al.* (1985) doseerden experimentele beken met atrazine en een PCB. Hiervoor werden de oplosmiddelen aceton en DMSO gebruikt, beiden bij een concentratie van 69 µl/l. Zowel in de behandelde stromen als die waaraan alleen het oplosmiddel werd toegevoegd werden sterke reducties waargenomen van bruto primaire productie en de respiratie van de gemeenschap (perifyton). Doordat deze parameters werden uitgerekend aan de hand van het verloop van de zuurstofconcentratie in de systemen ligt het ook hier voor de hand dat reducties van de hoeveelheid opgelost zuurstof hiervan de oorzaak waren. Ook nam in dit experiment als gevolg van de oplosmiddelen de drift van macrovertebraten in de controles toe. Een mogelijke verklaring voor de reducties in het zuurstofgehalte door organische oplosmiddelen wordt gesuggereerd door Feurtet-Mazel *et al.* (1996), namelijk een direct of indirect effect op de activiteit van (heterotrofe) bacteriën. Toch kan zonder aanvullend onderzoek niet geheel worden uitgesloten dat het hier toch om een direct toxisch effect op algen gaat, waarbij de zuurstof productie (tijdelijk) wordt verminderd.

Uit bovenstaande moge duidelijk zijn dat alternatieve, niet toxische, oplosmiddelen en doseringswijzen in experimenten met herbiciden de voorkeur moeten hebben. Alleen als er in experimenten zowel controles met als zonder organische oplosmiddelen worden aangewend, kan onomstotelijk worden vastgesteld of deze 'carriers' wel of niet de resultaten beïnvloed hebben. Voor dit rapport zijn alle studies uitgesloten waarbij wij de verdenking hadden dat het oplosmiddel de resultaten veroorzaakt of gemaskeerd zou kunnen hebben (zie bovengenoemd syndroom van effecten).

In de meeste (semi)veldstudies met herbiciden werden de middelen direct gemengd in de waterkolom. Voor stagnante systemen waren inspuiting en op het wateroppervlak gieten de meest gebruikte methoden. In stromende systemen vond dosering meestal plaats via de hoofdtank waarmee het systeem van water werd voorzien of via druppelen in de stroom zelf. In vier studies werd het herbicide met spuitapparaten toegediend en bij twee studies werd afspoeling gesimuleerd door de verbindingen met natte grond te mengen alvorens deze slurrige in het systeem te gieten. In de studie van Scott *et al.* (1981) werden pellets van 2,4-D BBE gebruikt.

Voor de triazine- en ureum-verbindingen in de studies uit dit rapport worden halfwaardetijden gemeten van meerdere weken tot enkele maanden. Atrazine is het meest persistent met halfwaardetijden (DT_{50} 's) tot meer dan 6 maanden (DeNoyelles *et al.*, 1982). De overige herbiciden zijn eveneens relatief persistent. De gerapporteerde DT_{50} waarden zijn veelal hoger dan twee weken. Volgens de

classificatie van Van Rijn *et al.* (1995) houdt dit in dat de bestudeerde herbiciden 'matig afbreekbaar' tot 'zeer persistent' zijn.

De studies zijn in drie typen ingedeeld, stagnante systemen, hercirculerende (stromende) systemen en stromende (niet hercirculerende) systemen. De eerste twee typen zijn bij elkaar gevoegd daar het blootstellingregime hetzelfde was; de stof bleef in het systeem en werd niet afgevoerd. Studies uitgevoerd in stromende systemen, waarin het gecontamineerde water niet opnieuw werd gecirculeerd, worden wel als een aparte categorie behandeld. De belasting van deze systemen vond plaats in de vorm van pulsen, waarbij behalve de nominale pulsconcentratie ook de duur van de puls een belangrijke factor is. Dit type betrof maar enkele studies waarvan de resultaten slechts summier worden besproken.

In de meeste gevallen zijn wij uitgegaan van de gerapporteerde nominale concentraties in de testsystemen zoals deze door de auteurs worden gegeven. In de studies waarin deze concentraties door chemische analyse zijn geverifieerd kwamen zij goed overeen met de gevonden waarden. Bij een eenmalige en meervoudige belasting in stagnante en hercirculerende systemen is uitgegaan van de maximaal gemeten piekconcentratie. De experimenten zijn qua blootstelling ingedeeld in twee groepen, een eenmalige dosering enerzijds en een meervoudige of constante dosering anderzijds. Experimenten behorende tot de laatste groep worden in de rest van het rapport aangeduid als studies met een meervoudige toediening.

5. GEVOELIGE ENDPOINTS

De gemeten endpoints in de studies zijn ten behoeve van dit rapport onderverdeeld in acht groepen. Daarbij is een onderscheid gemaakt in functionele en structurele endpoints. De meest gemeten functionele endpoints hadden betrekking op het metabolisme van de aanwezige levensgemeenschappen. Hieronder vallen reducties van de opgeloste hoeveelheid zuurstof door directe remming van de primaire productie (^{14}C -opname) of indirect als gevolg van het verdwijnen van de primaire producenten zelf. In veel studies werd ook de respiratie van de gemeenschap gemeten of afgeleid. Bij het bepalen van deze parameter speelt, naast de primaire producenten, ook de heterotrofe gemeenschap een belangrijke rol. Er waren echter nauwelijks studies waarin expliciet naar deze organismen is gekeken. Effecten op nutriënten, mineralen, pH, alkaliniteit, geleidbaarheid en organische stof worden besproken bij de indirecte effecten in Hoofdstuk 6. Andere functionele endpoints, zoals de afbraak van organisch materiaal (decompositie) en de microbiële activiteit, zijn in de onderhavige studies bijna niet gemeten. Voor een overzicht van mogelijke functionele endpoints, zie Kersting (1994).

Tussen de geraadpleegde studies zijn er grote verschillen in taxonomisch niveau van de gepresenteerde biologische data. Voor algen en perifyton bijvoorbeeld wordt slechts in eenderde van de publicaties op soortsniveau gekeken. Meestal volstaat men met de grotere taxonomische eenheden (Chlorophyta, Bacillariophyta, Cyanophyta enz.) of wordt het chlorofyl-a of het metabolisme gemeten. Negatieve effecten op groenalgen (Chlorophyta), de meest voorkomende en meest bestudeerde groep algen, worden in veel gevallen gerapporteerd, maar ook diatomeeën (Bacillariophyta), blauwwieren (Cyanophyta) en dinoflagelaten (Pyrrophyta) blijken in verscheidene studies gevoelig. Er kan niet eenduidig worden vastgesteld welke groepen algen of waterplanten het gevoeligst zijn voor herbiciden. Mede hierdoor zijn de structurele endpoints voor een generiek beeld verdeeld in zeven vrij grove groepen: fytoplankton, perifyton, macrofyten, zoöplankton, macrocrustaceeën en aquatische insecten, mollusken en tenslotte de vissen en amfibieën (kikkervisjes). Deze indeling komt in grote lijnen overeen met het overzicht door Brock en Budde (1994). Onder structurele eigenschappen vallen onder meer de abundantie (aantallen, dichtheid, bedekking door waterplanten enz.), soortensamenstelling, biomassa, diversiteit van een groep organismen en chlorofyl-a gehalten (maat voor de biomassa van primaire producenten). De productie van vis (gewicht) is ook als een structurele eigenschap van de vissenpopulatie aangemerkt. Effecten van herbiciden op micro-organismen zijn zo weinig bestudeerd, dat deze niet in het overzicht zijn opgenomen.

5.1 Hormesis

Hormesis is het verschijnsel dat toxische stoffen bij lage, sub-letale concentraties een stimulerend effect op organismen kunnen hebben, vooral op de groei. Het is een vrij algemeen fenomeen dat kan worden waargenomen bij een breed scala van toxicanten en organismen (Stebbing, 1982). Er bestaat geen eenduidige verklaring voor hormesis, maar het zou kunnen duiden op regulerende overcorrecties door de mechanismen die de biosynthese controleren (Stebbing, 1982).

In de onderhavige studies met herbiciden werd hormesis in meerdere gevallen vastgesteld, vooral voor stoffen met een auxine-stimulerende werking (Kobriae en White, 1996; Forsyth *et al.*, 1997). Dit laat zich gemakkelijk verklaren. De werking van deze verbindingen berust immers op het (over)stimuleren van de groei. Voor deze stoffen is het vaststellen van hormesis ook sterk afhankelijk van het tijdstip van de observaties. Een stof als 2,4-D veroorzaakt in het begin een toename van de groei van (water)planten, maar later sterft de plant hierdoor. Hormesis werd ook waargenomen in enkele studies met fotosynthese-remmers en de groep overige herbiciden: atrazin en perifyton (Pratt *et al.*, 1988), atrazin en fytoplankton (Jüttner *et al.*, 1995), diquat en perifyton (Paterson en Wright, 1987), en triallaat en primaire productie (Johnson, 1986).

Geen van de geraadpleegde studies was er echter expliciet op gericht om hormesis te detecteren. Bij de gevonden voorbeelden ging het veelal om een effect van lichte en tijdelijke aard. Hierbij komt ook nog dat het binnen de complexe levensgemeenschappen in (semi)veldstudies zeer lastig is om hormesis te

onderscheiden van indirecte, positieve effecten. Omdat ook over de ecologische relevantie van het verschijnsel weinig bekend is, hebben wij hormesis als ecologisch effect binnen deze evaluatie verder buiten beschouwing gelaten. Bij concentraties waar er aanwijzingen voor hormesis waren is aangenomen dat dit geen negatieve uitwerking op de gemeenschap en het ecosysteem inhield. Deze effecten zijn derhalve ingedeeld in Klasse 1.

5.2. Fotosynthese-remmers

Figuur 3 geeft een overzicht van de gevonden effecten (uitgedrukt in klassen) zoals gevonden in de verschillende studies, en bij welke concentraties (uitgedrukt in TU_{gsa}) deze optraden. De meest gevoelige endpoints voor fotosynthese-remmers in stagnante of hercirculerende testsystemen zijn het gemeenschapsmetabolisme en de structuur van de fytoplankton-, perifyton- en macrofytengemeenschappen. Vanaf ongeveer 0,1 TU_{gsa} worden duidelijke effecten waarneembaar (Figuur 3 A-D), hieronder worden geen effecten waargenomen. Ook laat de figuur voor deze endpoints een duidelijke dosis-effect relatie zien. Zowel het aantal studies waarin negatieve effecten worden gerapporteerd als de klasse van de effecten (Figuur 3 A-D) nemen toe bij hogere concentraties. Ook is te zien dat de effecten ingedeeld in klasse 4 en 5 eerder optreden bij de meervoudig of chronisch gedoseerde ecosystemen vergeleken met de eenmalig gedoseerde systemen.

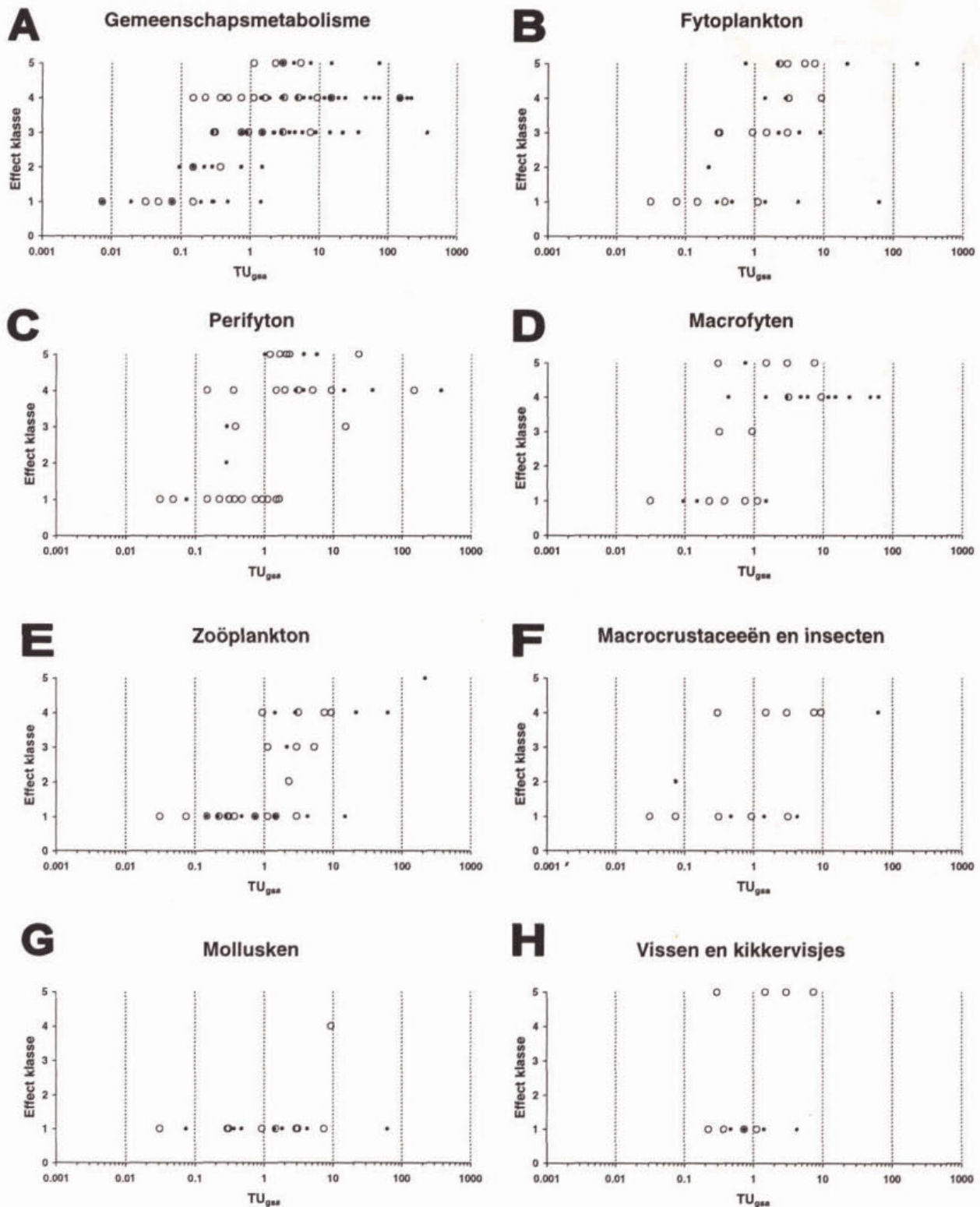
Uit Figuur 4 blijkt dat de logistische regressie in meerderheid van de gevallen 10 en 90 percentiel-waardes met een grote spreiding oplevert. Bijvoorbeeld het 10 percentiel voor geen of licht versus duidelijk effect van functionele endpoints is 0,216 TU_{gsa} (0,070-0,662) voor een eenmalige belasting en 0,095 TU_{gsa} (0,032-0,280) voor een meervoudige belasting. Omdat de 50 percentielen de parameters met de kleinste onzekerheid zijn, worden deze gebruikt bij de vergelijking van de resultaten van functionele en structurele endpoints en een eenmalige en meervoudige toediening.

De functionele endpoints reageren iets gevoeliger op een eenmalige en meervoudige dosering van een fotosyntheseremmer dan de structurele endpoints gerelateerd aan de primaire productie (Figuur 3A t/m D, Figuur 4A en B). Dit kan komen doordat deze parameters vaak een kleine ecologische spreiding hebben en relatief nauwkeurig te meten zijn.

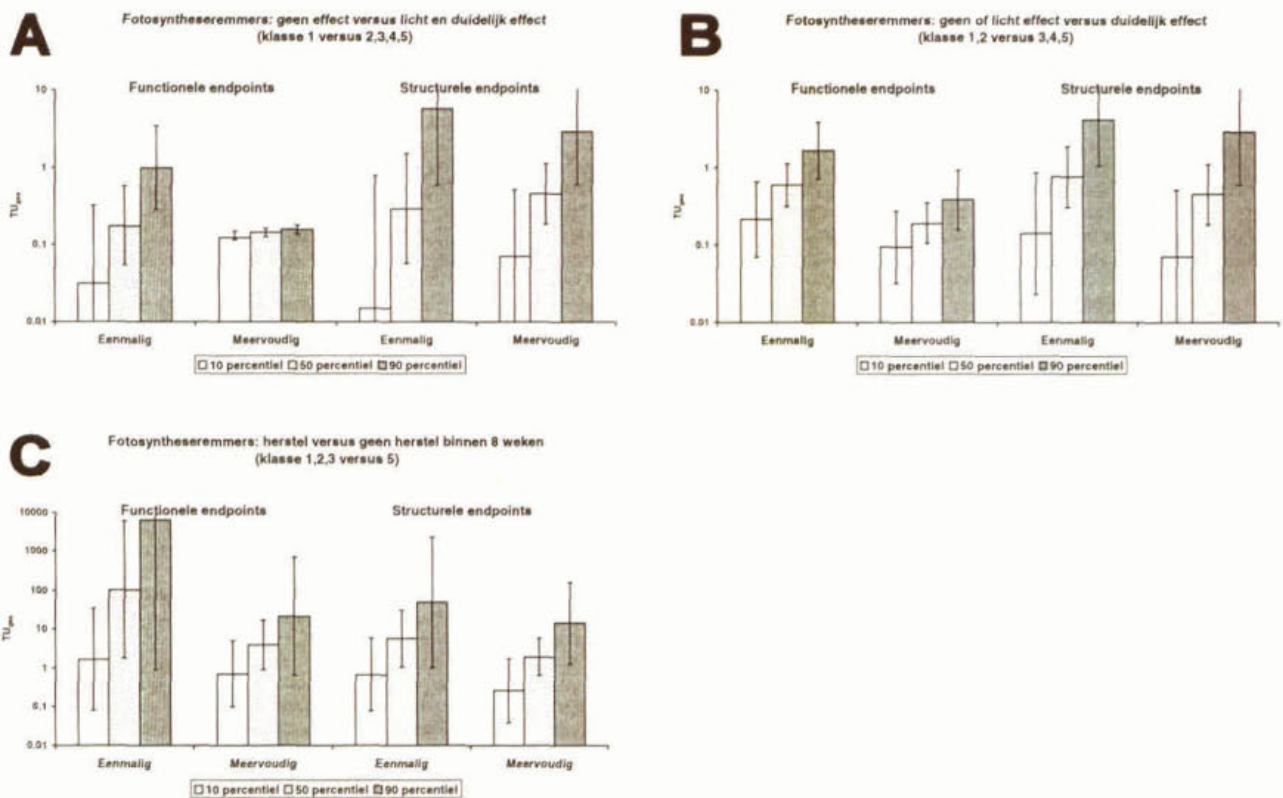
In Figuur 5 zijn de geclassificeerde effecten op de gevoeligste endpoints weergegeven. Vanuit de beschreven studies mogen alleen lichte effecten op de gevoeligste endpoints verwacht worden bij een belasting rond 0,1 TU_{gsa} (Figuur 4A, 5). Bij hogere doseringen kunnen lichte tot duidelijke effecten verwacht worden (Figuur 4B, 5). Bij doseringen van 1 TU_{gsa} en hoger kan verwacht worden dat het herstel van gevoelige endpoints langer dan 8 weken duurt (Figuur 4C, Figuur 5, zie ook paragraaf 7).

Bij de overige vier structurele groepen (Figuur 3E t/m H) treden hoogstwaarschijnlijk alleen indirecte effecten vanaf 1 TU_{gsa} op. Deze worden besproken in hoofdstuk 6. De enige uitzondering is een mogelijke toxiciteit van linuron voor rotiferen bij 15, 50 en 150 $\mu\text{g/L}$ (Cuppen *et al.*, 1997) en voor Cladocera en Copepoda bij 1000 $\mu\text{g/L}$ linuron (Stephenson en Kane, 1984).

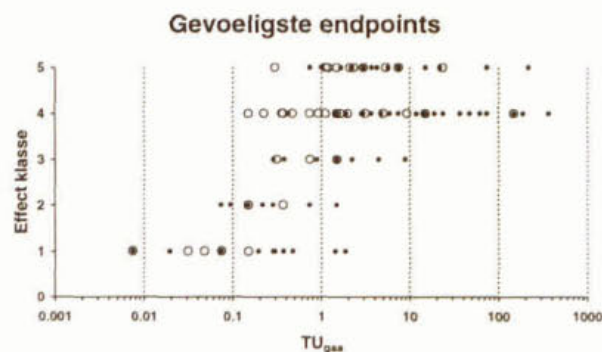
Drie stoffen met een fotosynthese remmende werking werden pulserend gedoseerd in stromende systemen. Pulsen van 24 uur met een maximale concentratie van 100 $\mu\text{g/L}$ (1,5 TU_{gsa}) atrazine hadden geen effect op het perifyton van een natuurlijke beek (Jurgensen en Hoagland, 1990). Bij een even lange toediening in een doorstroomsysteem had ook terbutryn (maximaal 50 $\mu\text{g/L}$; 18,5 TU_{gsa}) geen effect op het perifyton en de waterplant *Elodea canadensis*. Hexazinon in kunstmatige stromen tenslotte, had nauwelijks negatieve effecten op het perifyton en op drift van evertrebraten bij 2700 tot 82000 $\mu\text{g/L}$ (60-1800 TU_{gsa}). Kortom, in stromende systemen zijn de effecten van herbiciden veel minder ernstig dan bij dezelfde concentraties in stagnante en hercirculerende ecosystemen.



Figuur 3 Geclassificeerde effecten van herbiciden met een fotosynthese remmende werking in (semi)veldstudies met stilstaande of hercircularend testsystemen. De effecten zijn ingedeeld in een functionele categorie (gemeenschapsmetabolisme; A) en in verscheidene categorieën structurele endpoints (B t/m H). De effecten worden eveneens geklasseerd naar sterkte en duur. 1= geen effect, 2= licht effect, 3= duidelijk kortdurend effect (<8 weken), 4= duidelijk effect in kortdurende studie (herstelmoment onbekend), 5= duidelijk langdurig effect (>8 weken). Voor een uitgebreide beschrijving van de effectklassen wordt verwezen naar paragraaf 2.4. De kleine gesloten rondjes geven de experimenten met een eenmalige toediening aan, de grote open rondjes de experimenten met een meervoudige of constante toediening. TU_{gsa}: Toxic Unit van de gevoeligste standaard-alg (zie paragraaf 2.5).



Figuur 4 10, 50 en 90 percentielwaarden (uitgedrukt in TU_{gsa} met 95% betrouwbaarheidsintervallen) zoals berekend met behulp van logistische regressie voor de gevoeligste functionele en structurele endpoints na een eenmalige of meervoudige toediening van een fotosyntheseremmer. De waarden zijn berekend voor 3 indelingen, A: geen versus licht en duidelijk effect, B: geen en licht versus duidelijk effect en C: herstel versus geen herstel binnen 8 weken. Wanneer de klassering 'geen versus licht en duidelijk effect' wordt genomen, wordt voor de functionele endpoints bij een eenmalige toediening van een fotosyntheseremmer een 50 percentielwaarde van $0,17 TU_{gsa}$ berekend. Dit betekent dat voorspeld wordt dat in 50% van de studies de functionele endpoints een lichte of duidelijke respons vertonen bij een concentratie van $0,17 TU_{gsa}$.



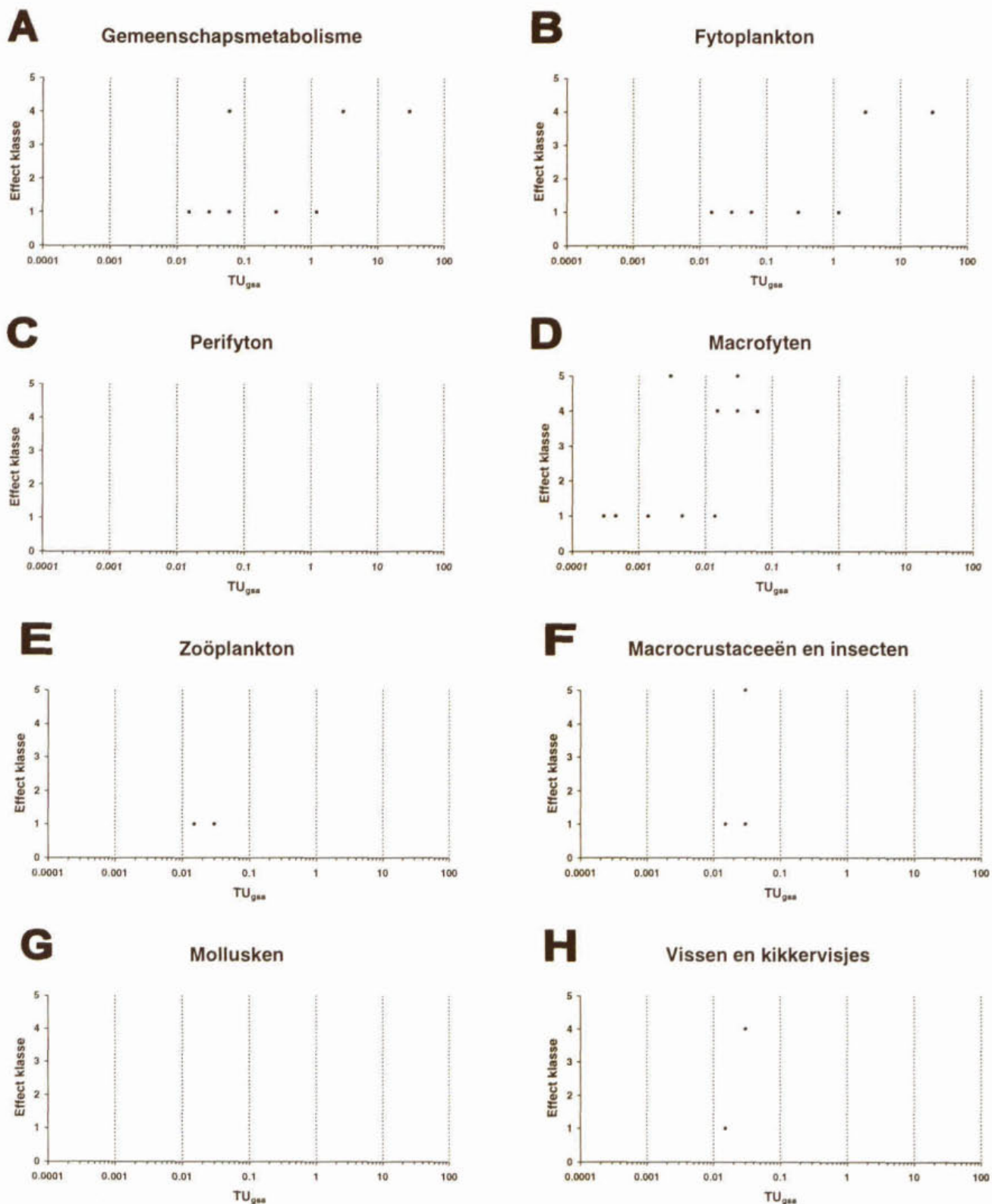
Figuur 5 Geclassificeerde effecten van herbiciden met een fotosynthese remmende werking in (semi)veldstudies met stilstaande of hercircularend stromende testsystemen. De effecten op de gevoeligste endpoints in de afzonderlijke studies zijn weergegeven. De effecten worden eveneens geklasseerd naar sterkte en duur. 1= geen significant effect, 2= licht effect, 3= duidelijk kortdurend effect (<8 weken), 4= duidelijk effect in kortdurende studie (herstelmoment onbekend), 5= duidelijk langdurig effect (>8 weken). De gesloten rondjes geven de experimenten met een eenmalige toediening aan, de grote open rondjes de experimenten met een meervoudige toediening

5.3 Auxine-simulators

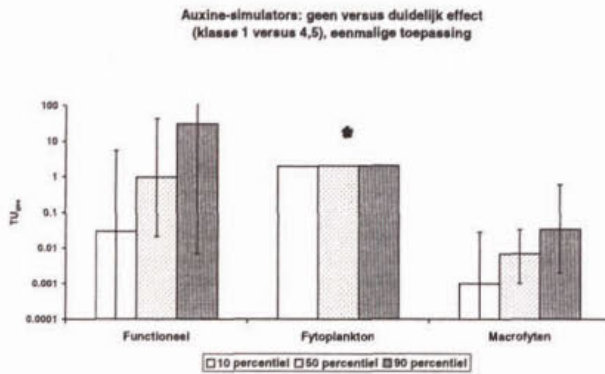
Van de groep stoffen met een auxine-simulerende werking zijn veel minder geschikte studies gevonden dan voor de fotosynthese-remmers (Figuur 6). Er zijn geen studies gevonden met een constante toediening en gegevens over de effecten op het perifyton en mollusken ontbreken totaal (Figuur 6C en G). Het beeld dat de overige endpoints voor deze verbindingen geven staat in sterk contrast met de fotosynthese-remmers. Het meest gevoelig zijn de macrofyten. Het omslagpunt voor deze groep ligt tussen 0,003 en 0,01 TU_{gsa} (Figuur 6D). Het fytoplankton blijkt juist minder gevoelig. Pas vanaf 2 TU_{gsa} worden de eerste populatie-effecten waarneembaar (Figuur 6B). Het omslagpunt voor het gemeenschapsmetabolisme (primaire productie) ligt hier tussenin, ongeveer bij 0,05 TU_{gsa} (Figuur 6A). De waargenomen effecten op macrocrustaceeën, insecten, vissen en kikkervisjes betreffen indirecte effecten (Hoofdstuk 6). Voor alle punten in Figuur 6 behalve Figuur 6D geldt dat deze alleen 2,4-D betreffen. De figuur voor waterplanten (6D) bevat ook waarnemingen voor picloram en clopyralid.

Vanwege het beperkt aantal gegevens kon de logistische regressie alleen uitgevoerd worden op de indeling klasse 1 versus klassen 4 en 5 als gevolg van een eenmalige toediening (Figuur 7). Omdat Figuur 6 een groot verschil in repons liet zien tussen waterplanten en fytoplankton zijn voor deze groepen de percentielen apart berekend. Als verwacht zijn de drempelwaarden berekend voor de macrofyten veel lager dan voor het fytoplankton en gemeenschapsmetabolisme. Het 50 percentiel van de effecten op macrofyten na een eenmalige toediening van een auxine-simulator is 0,007 (0,001-0,034) TU_{gsa} . De norm als beschreven in de UB (0,1 TU_{gsa}) garandeert dus geen bescherming van de macrofyten bij een toepassing van een auxine-simulator. In Figuur 8 zijn de geclassificeerde effecten op de gevoeligste endpoints weergegeven. Alle effecten gerapporteerd bij een dosering lager dan 0,1 TU_{gsa} betreffen effecten op macrofyten (vergelijk Figuur 7 met 5D).

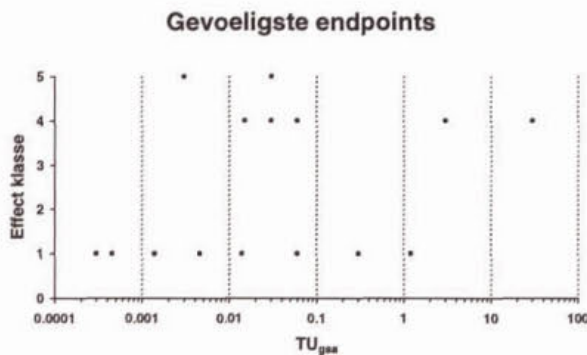
Voor auxine-simulerende herbiciden zijn geen geschikte studies gevonden met stromende testsystemen.



Figuur 6 Geclassificeerde effecten van herbiciden met een auxine-simulerende werking in (semi)veldstudies met stilstaande of hercirculerende testsystemen. De effecten zijn ingedeeld in een functionele categorie (gemeenschapsmetabolisme; A) en in verscheidene categorieën structurele endpoints (B t/m H). De effecten worden eveneens geklasseerd naar sterkte en duur. 1= geen significant effect, 2= licht effect, 3= duidelijk kortdurend effect (<8 weken), 4= duidelijk effect in kortdurende studie (herstelmoment onbekend), 5= duidelijk langdurig effect (>8 weken). Voor een uitgebreide beschrijving van de effectklassen wordt verwezen naar paragraaf 2.4. Het betreft alleen studies met een eenmalige toediening. TU_{gsa}: Toxic Unit van de gevoeligste standaard-alg (zie paragraaf 2.5).



Figuur 7 10, 50 en 90 percentielwaarden (uitgedrukt in TU_{gsa} met 95% betrouwbaarheidsintervallen) zoals berekend met behulp van logistische regressie voor de functionele en structurele endpoints (uitgesplitst in fytoplankton en macrofyten) na een eenmalige toediening van een auxine-simulator. De waarden konden alleen worden berekend voor de indeling (klasse 1 versus 4,5). *: betrouwbaarheidsintervallen konden niet berekend worden.



Figuur 8 Geclassificeerde effecten van herbiciden met een auxine-simulerende werking in (semi)veldstudies met stilstaande of hercirculerend stromende testsystemen. De effecten op de gevoeligste endpoints zijn weergegeven. De effecten worden eveneens geklasseerd naar sterkte en duur. 1= geen significant effect, 2= licht effect, 3= duidelijk kortdurend effect (<8 weken), 4= duidelijk effect in kortdurende studie (herstelmoment onbekend), 5= duidelijk langdurig effect (>8 weken). Het betreft alleen studies met een eenmalige toediening

5.4 Overige herbiciden (groeiremmers)

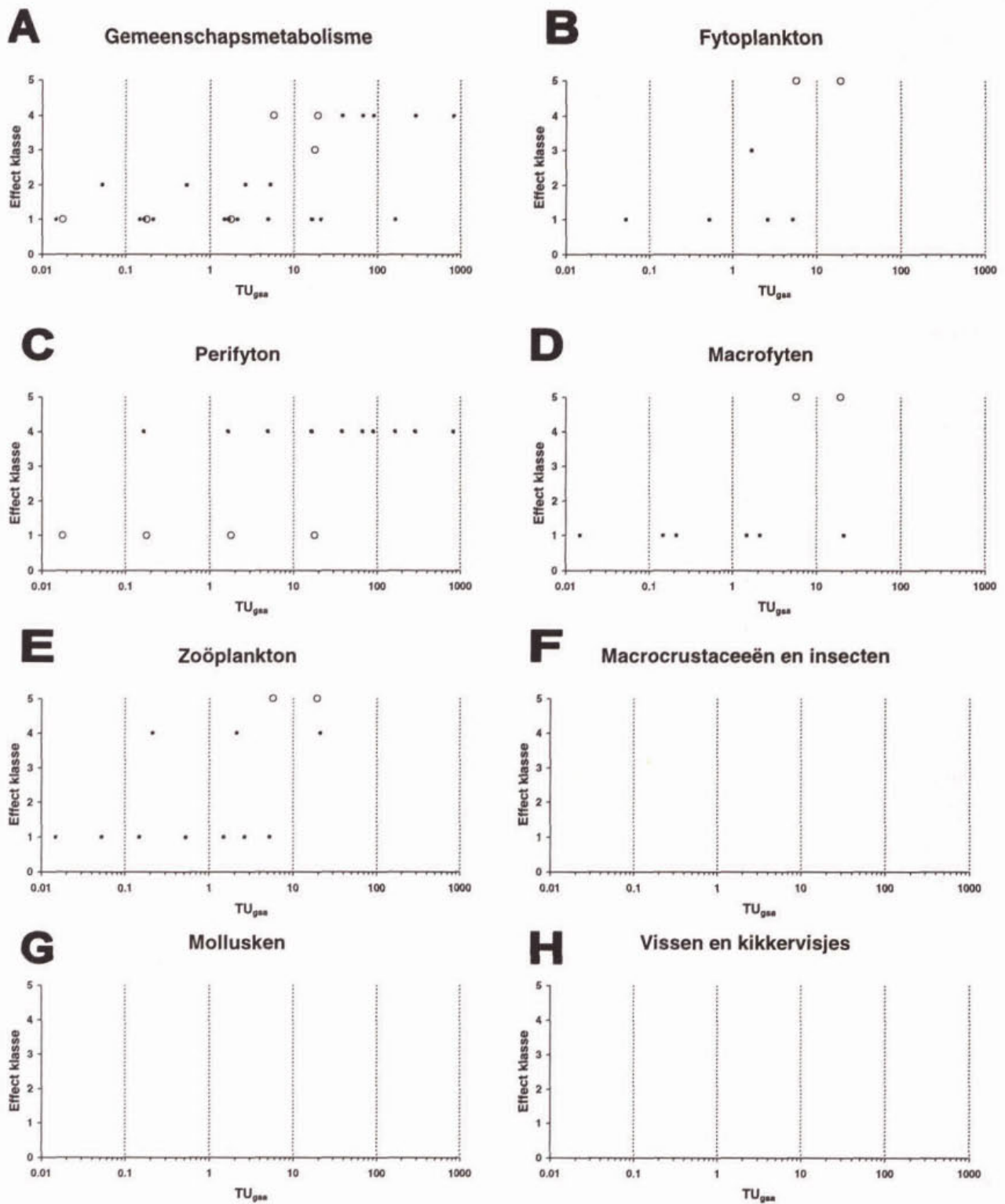
Met één waarneming in klasse 4 bij een concentratie van $0,17 TU_{gsa}$ lijkt het perifyton het meest gevoelig voor de groep overige stoffen (Figuur 9C). De vertegenwoordigde stoffen in deze figuur zijn alachloor, diquat en paraquat. Deze waarneming is gebaseerd op de resultaten van één enkele studie naar de effecten van alachloor op de soortensamenstelling van perifytische algen (Spawn *et al.*, 1997). Effecten van alachloor op andere parameters dan soortensamenstelling (o.a. celdichtheid en chlorofyl gehalte van het perifyton) worden pas gevonden bij $1,7 TU_{gsa}$. Negatieve effecten op fytoplankton beginnen op te treden bij 1 à $2 \times EC_{50}$ (Figuur 9B). Het lijkt erop dat de structuur van de fytoplankton- en perifyton-gemeenschappen de meest gevoelige endpoints voor deze groeiremmende herbiciden zijn. Waterplanten zijn mogelijk iets minder gevoelig, maar vanwege het geringe aantal studies is dit niet met zekerheid te zeggen (Figuur 9D). Het effect op structurele kenmerken van primaire producenten heeft waarschijnlijk pas bij hogere concentraties meetbare gevolgen voor het metabolisme van de gemeenschap (eerste waargenomen effecten bij $6 TU_{gsa}$, Figuur 9A). Er is niets bekend over de effecten van deze groep herbiciden op macro-evertebraten, vissen en kikkervisjes (Figuur 9F, G, H).

Figuur 10 onderschrijft het eerder beschreven beeld; bij een eenmalige toediening zijn de structurele endpoints gevoeliger dan de functionele. Het 50 percentiel voor deze endpoints is respectievelijk $0,64$ ($0,07-6,14$) TU_{gsa} en $53 TU_{gsa}$ ($14-199$). Ditzelfde beeld wordt niet geschetst voor een meervoudige toediening, maar die evaluatie is slechts gebaseerd op 1 studie.

Figuur 11 geeft aan dat als er al effecten zijn te verwachten bij een toediening van $0,1 \text{ TU}_{\text{gsa}}$, deze waarschijnlijk alleen van lichte aard zijn. Ook is duidelijk dat het aantal studies te beperkt is om een duidelijke uitspraak te doen.

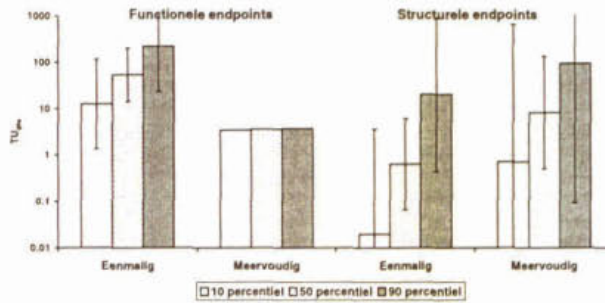
In Figuur 9E is te zien dat de eerste effecten op het zoöplankton optreden bij $0,3 \text{ TU}_{\text{gsa}}$ voor standaard algen. Alle getoonde effecten met klasse 4 in de figuur betreffen het middel tri-allaat in de studie van Johnson (1986). Deze stof heeft waarschijnlijk een direct effect op het zoöplankton. Johnson (1986) zelf geeft voor de watervlo *Daphnia magna* een EC_{50} van $57 \mu\text{g/L}$. Deze concentratie komt overeen met $1,2 \text{ TU}_{\text{gsa}}$. Een direct toxisch effect van tri-allaat in de studie laat zich dus goed verklaren. Als men tri-allaat buiten beschouwing laat worden (indirecte) effecten op het zoöplankton pas geobserveerd rond 6 TU .

De enige studie in stromende systemen met deze groep herbiciden betreft de stof diquat. In een doorstroomsysteem vonden Paterson en Wright (1987) geen significant effect op de overleving van *Elodea canadensis* bij een blootstelling van 24 uur aan pulsen van 5 en $10 \mu\text{g/L}$ ($0,1$ en $0,2 \text{ TU}_{\text{gsa}}$). Bij $50 \mu\text{g/L}$ ($1 \text{ TU}_{\text{gsa}}$) trad sterfte op. Bij alle drie concentraties was er een positief effect op de dichtheden van het perifyton dat *E. canadensis* als substraat gebruikte. Waarschijnlijk was dit echter te wijten aan het lekken van nutriënten uit (licht) aangetaste planten.



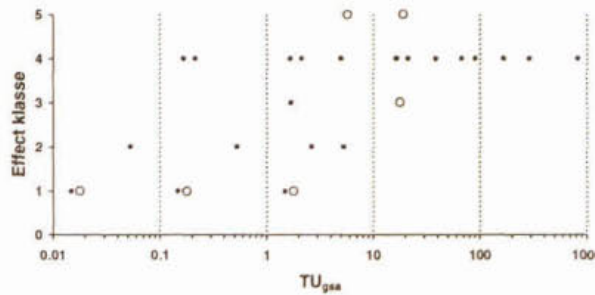
Figuur 9 Geclassificeerde effecten van overige groep herbiciden (voornamelijk met een groeiremmende werking) in (semi)veldstudies met stilstaande of hercirculerend stromende testsystemen. De effecten zijn ingedeeld in een functionele categorie (gemeenschapsmetabolisme; A) en in verscheidene categorieën structurele endpoints (B t/m H). De effecten worden eveneens geklasseerd naar sterkte en duur. 1= geen significant effect, 2= licht effect, 3= duidelijk kortdurend effect (<8 weken), 4= duidelijk effect in kortdurende studie (herstelmoment onbekend), 5= duidelijk langdurig effect (>8 weken). Voor een uitgebreide beschrijving van de effectklassen wordt verwezen naar paragraaf 2.4. De kleine gesloten rondjes geven de experimenten met een eenmalige toediening aan, de grote open rondjes de experimenten met een meervoudige of constante toediening. TU_{gsa}: Toxic Unit van de gevoeligste standaard-alg (zie paragraaf 2.5).

Groeiregulators: geen of licht effect versus duidelijk effect
(klasse 1,2 versus 3,4,5)



Figuur 10. 10, 50 en 90 percentielwaarden (uitgedrukt in TU_{gsa} met 95% betrouwbaarheidsintervallen) zoals berekend met behulp van logistische regressie voor de functionele en structurele endpoints na een eenmalige of meervoudige toediening van een herbicide behorende tot de overige herbiciden (voornamelijk met een groeiremmende werking). De waarden konden worden berekend voor 1 indeling, geen en licht versus duidelijk effect. Betrouwbaarheidsintervallen konden niet worden berekend voor functionele endpoints bij een meervoudige toediening'.

Gevoeligste endpoints



Figuur 11 Geclassificeerde effecten van stoffen behorende tot de overige herbiciden (voornamelijk met een groeiremmende werking) in (semi)veldstudies met stilstaande of hercirculerend stromende testsystemen. De effecten op de gevoeligste endpoints zijn weergegeven. De effecten worden eveneens geklasseerd naar sterkte en duur. 1= geen significant effect, 2= licht effect, 3= duidelijk kortdurend effect (<8 weken), 4= duidelijk effect in kortdurende studie (herstelmoment onbekend), 5= duidelijk langdurig effect (>8 weken). De gesloten rondjes geven de experimenten met een eenmalige toediening aan, de grote open rondjes de experimenten met een meervoudige toediening

6. INDIRECTE EFFECTEN

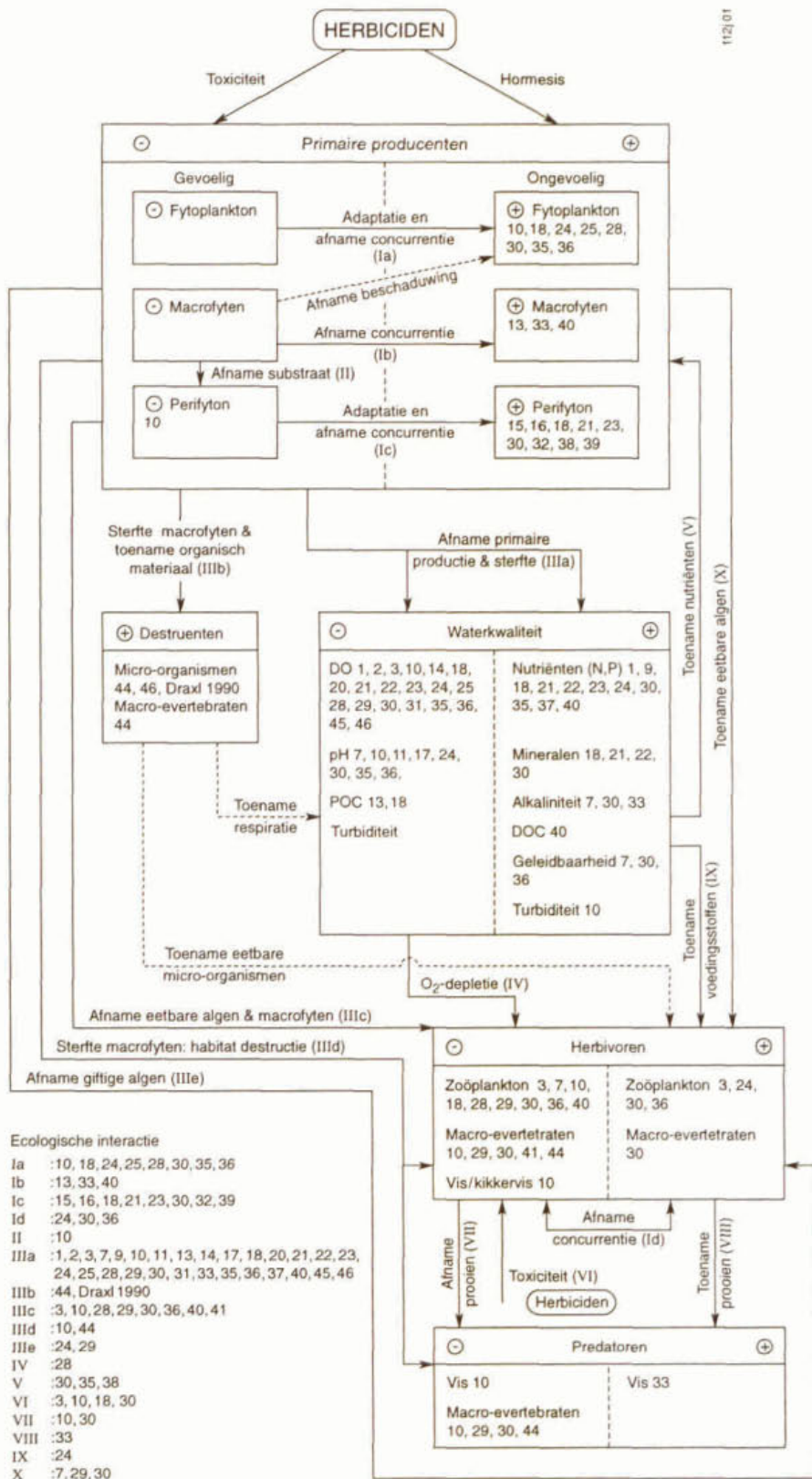
Figuur 12 laat een overzicht zien van de indirecte effecten van herbiciden als gevonden in de beschikbare studies. Hierbij is geen onderscheid gemaakt naar de hoogte van de concentratie maar de waargenomen indirecte effecten hebben in de regel betrekking op studies waarbij relatief hoge concentraties bestudeerd zijn ($> 0,1 \text{ TU}_{\text{gsa}}$). Aangezien het exacte mechanisme voor indirecte effecten in de meeste gevallen erg moeilijk vast te stellen is, berusten de getoonde routes in feite op inschattingen van de beste verklaringen. Hierbij hebben zowel de discussies door de diverse auteurs van de artikelen als onze eigen inzichten een belangrijke rol gespeeld. De figuur moet geïnterpreteerd worden als een overzicht van de mogelijke routes die volgen uit de waarnemingen. Een aantal effecten treedt echter dermate frequent in combinatie met elkaar op dat de corresponderende routes als de meest redelijke verklaring moeten worden beschouwd.

Voor alle groepen primaire producenten (fytoplankton, perifyton en macrofyten) is waargenomen dat het verdwijnen van bepaalde soorten kan leiden tot een toename van andere soorten binnen dezelfde groep. Primaire producenten concurreren onderling om voedingsstoffen, ruimte, CO_2 en licht. Verminderde concurrentie van gevoelige soorten kan de gemeenschap daarom in de richting van minder gevoelige soorten doen verschuiven. Vooral bij het fytoplankton en perifyton, worden soortenverschuivingen waargenomen. Vaak herstelt de primaire productie zich na enige tijd, terwijl de soortenverandering veel langer duurt. Er is dus vaak sprake van herstel van de ecosysteem-functie doordat andere soorten de rol van de verdwenen soorten overnemen (functionele redundantie).

Het verdwijnen van primaire producenten was in veel gevallen direct waarneembaar als een afname van het zuurstofgehalte en/of de pH van het water. Zuurstofdepletie was in een enkel geval mogelijk de oorzaak voor een reductie van het zoöplankton. De meest gesuggereerde oorzaak voor negatieve effecten op het zoöplankton en andere herbivore evertibraten was echter de afname van de primaire producenten (algen en macrofyten) als voedselbron.

Sterfte van primaire producenten en verminderde primaire productie kunnen ook andere veranderingen in waterkwaliteit bewerkstelligen. Een significante toename van de hoeveelheid nutriënten was naast verminderde zuurstofgehalten en pH het meest gerapporteerde secundaire effect. Tegelijkertijd werden in sommige gevallen ook een hogere alkaliniteit, geleidbaarheid, turbiditeit of DOC (hoeveelheid opgelost organisch koolstof) gemeten. Dit laat zich gemakkelijk verklaren door het vrijkomen van opgeloste stoffen en deeltjes die voorheen deel van de biomassa van de primaire producenten waren. Een toename van nutriënten kan vervolgens weer een stimulerende werking hebben op minder gevoelige primaire producenten (vooral algen), hetgeen weer kan resulteren in een positief effect op de herbivoren die zich met deze algen voeden en uiteindelijk zelfs in een toename van predatore vissen. Toenames van bepaalde herbivoren kunnen overigens ook worden veroorzaakt door verminderde concurrentie met herbivoren die verdwijnen.

De meest dramatische secundaire effecten werden waargenomen in de studies waarin een eliminatie van macrofyten optrad. Naast de hierboven beschreven effecten op de waterkwaliteit en op herbivoren kan dit leiden tot drastische verschuivingen in de aquatische levensgemeenschap door habitat destructie. Onder de organismen waarvoor waterplanten een belangrijke rol spelen bevinden zich perifyton, crustaceën, aquatische insecten (vooral de larven), mollusken maar ook bepaalde soorten vissen en kikkervisjes. Al deze groepen kunnen verdwijnen of in aantal afnemen als gevolg van sterfte van macrofyten. Hierbij maakt het niet uit of het om herbivore of predatore soorten gaat. Het verdwijnen van de begroeiing kan in enkele gevallen leiden tot een bloei van het fytoplankton. Mogelijke oorzaken hiervoor zijn het afnemen van de beschaduwing, waardoor er meer licht in het water kan doordringen, en het vrijkomen van nutriënten door de afbraak van dood plantaardig materiaal. Er treedt dus een verschuiving op van een macrofyten- naar een plankton-gedomineerd ecosysteem. Als laatste kan er als gevolg van sterfte van macrofyten een (tijdelijk) positief effect optreden bij de destruenten in de gemeenschap (micro-organismen en macro-evertibraten), wat kan resulteren in een toename van de respiratie (afname van de hoeveelheid zuurstof) en een vermeerderde hoeveelheid eetbare micro-organismen voor sommige soorten zoöplankton en macro-evertibraten.



Figuur 12 Schematische weergave van de indirecte effecten van herbiciden in aquatische (semi)veldexperimenten. De verklaringen voor de waarnemingen berusten deels op discussie door de diverse auteurs van de geraadpleegde publicaties en deels op eigen interpretatie. Zo geven de stippellijnen de door de auteurs van dit rapport gepostuleerde routes aan. De getallen verwijzen naar de studienummers zoals vermeld in de tabellen 1 t/m 3. De directe negatieve effecten op primaire producenten zijn weergegeven in figuur 3, 6 en 9.

In Figuur 3F en H is te zien dat er bij de fotosynthese-remmers in enkele studies al negatieve effecten optreden op macrocrustaceeën, aquatische insecten, vissen en kikkervisjes bij $0,2 \text{ TU}_{\text{gsa}}$. In de meeste gevallen gaat het hier om habitat destructie door het verdwijnen van waterplanten. Het omslagpunt voor dit effect is ongeveer hetzelfde als voor de macrofyten bevindt zich zeer dicht bij de NOEC_{eco} . Indirecte effecten op het zoöplankton (via het fytoplankton) ontstaan pas bij $0,9 \text{ TU}_{\text{gsa}}$ en op mollusken (via het perifyton) bij $9 \text{ TU}_{\text{gsa}}$ (Figuur 3E en G). De indirecte effecten van auxine-simulators werden nauwelijks bestudeerd (Figuur 6). Indirecte effecten van de overige herbiciden op het zoöplankton traden waarschijnlijk pas op bij $6 \text{ TU}_{\text{gsa}}$ (Figuur 9E).

7. HERSTEL

In Figuur 3 is voor de meeste endpoints duidelijk te zien dat fotosynthese-remmers een langduriger effect hebben bij hogere concentraties. De functionele endpoints herstellen zich in het algemeen echter sneller (en na hogere doseringen) bij een eenmalige toediening dan de structurele endpoints (Figuur 4C). Bij een meervoudige of constante blootstelling is dit verschil minder groot (Figuur 4C). Kortdurende negatieve effecten (<8 weken, klasse 3) op de primaire productie worden waargenomen tot maximaal 40 TU_{gsa} (Figuur 3A: er is één uitzondering bij 300 TU_{gsa}). Bij het fytoplankton is dit maximum 10 TU_{gsa} (Figuur 3B) en bij het zoöplankton 5 TU_{gsa} (Figuur 3E). Het feit dat de primaire productie zich in veel gevallen eerder (en ook na hogere doseringen) herstelt dan de structurele endpoints voor de primaire producenten zelf duidt hoogstwaarschijnlijk op functionele redundantie (minder gevoelige populaties nemen de rol van gevoelige populaties over).

Uitgaande van de gevoeligste endpoints treedt herstel bij fotosynthese-remmers meestal op binnen 8 weken na de laatste toepassing bij concentraties lager dan 1 TU_{gsa} (Figuur 5). Waargenomen effecten van fotosynthese-remmers op macrofyten bij concentraties lager dan 1 TU_{gsa} herstellen niet altijd binnen 8 weken (Figuren 3 D en 4C). Ook de met de macrofyten geassocieerde populaties van macrovertebraten, vissen en kikkervisjes herstellen zich dan niet binnen 8 weken (Figuren 3F, G en H). Hieruit kan worden afgeleid dat er bij de fotosynthese-remmende herbiciden een duidelijk verschil in herstel bestaat tussen plankton- en macrofyten-gedomineerde ecosystemen. Beneden 1 TU_{gsa} herstellen de planktongemeenschappen in de regel binnen 8 weken. Voor systemen die sterk afhankelijk zijn van macrofyten kan het herstel soms langer duren, indien de dominante macrofyt gevoelig blijkt te zijn (2 van de 9 waarnemingen in het traject 0,1 – 1 TU_{gsa}).

Voor auxine-simulators is het op basis van de weinige beschikbare studies moeilijker om tot algemene conclusies te komen. Omdat klasse 2 en 3 niet voorkomen is over herstel weinig te concluderen (Figuur 6). De meeste studies waren ook van korte duur. Op grond van wat er bij de fotosynthese-remmers is geconstateerd lijkt het echter logisch dat deze groep herbiciden, die vooral erg giftig voor waterplanten is, in macrofyten-gedomineerde systemen eveneens zal leiden tot ingrijpende en langdurige veranderingen bij relatief lage concentraties (Figuur 7). Over het herstel van plankton-gedomineerde gemeenschappen na een toediening van een auxine-simulator is op basis van de studies geen uitspraak te doen. Mogelijk zijn dit soort systemen relatief ongevoelig voor auxine-simulators en tevens in staat om zich op kortere termijn te herstellen van negatieve effecten (Figuur 7).

Voor de groep overige herbiciden neemt, evenals bij de fotosynthese-remmers, het herstel van de endpoints af bij een hogere blootstelling (Figuur 8). De meeste studies duurden echter niet lang genoeg om uitsluitel te geven over de duur van het herstel. Het mag worden aangenomen dat er ook voor deze verbindingen een zelfde verschil bestaat tussen het herstel van plankton en macrofyten-gedomineerde systemen.

Tabel 4 NOEC_{eco} en LOEC_{eco} waarden voor studies met fotosynthese-remmende herbiciden in (semi)veldstudies. Indien uit een serie experimenten geen NOEC_{eco} en LOEC_{eco} volgden is dit aangegeven met een '-' tekens.

Werkzame stof	Dosering	NOEC _{eco} (µg/L)	LOEC _{eco} (µg/L)	Referentie(s)	Studie nummer
Stagnante en hercirculerende systemen:					
atrazin	eenmalig	≥5	-	Gruessner en Watzin, 1996	[5]
	eenmalig	-	≤50	Fairchild <i>et al.</i> , 1994	[13]
	eenmalig	-	≤60	Stay <i>et al.</i> , 1985	[14]
	eenmalig	-	≤100	Moorhead en Kosinski, 1986	[17]
	eenmalig	20	100	Stay <i>et al.</i> , 1989	[11]
	eenmalig	50	100	Brockway <i>et al.</i> , 1984	[11]
	eenmalig	100	1000	Johnson, 1986	[7]
	constant	-	≤10	Kosinski, 1984	[8]
				Kosinski en Merkle, 1984	
	constant	-	≤15	Detenbeck <i>et al.</i> , 1996	[9]
	meermalig	-	≤20	DeNoyelles <i>et al.</i> , 1982	[10]
				Dewey, 1986	
				Kettle <i>et al.</i> , 1987	
				DeNoyelles <i>et al.</i> , 1989	
				DeNoyelles <i>et al.</i> , 1994	
	constant	-	≤24	Krieger <i>et al.</i> , 1988	[12]
	constant	5	50	Brockway <i>et al.</i> , 1984	[1]II
	constant	≥5	-	Van den Brink <i>et al.</i> , 1995	[4]
	constant	10	32	Pratt <i>et al.</i> , 1988	[2]
constant	25	75	Jüttner <i>et al.</i> , 1995	[3]	
meermalig additief & eenmalig	-	≤80	Hamilton <i>et al.</i> , 1987	[15]	
constant	-	≤100	Hamala en Kollig, 1985	[16]	
meermalig additief	-	≤155	Herman <i>et al.</i> , 1986	[18]	
			Hamilton <i>et al.</i> , 1988		
			Hamilton <i>et al.</i> , 1989		
simazin	eenmalig	-	≤100	Goldsborough en Robinson, 1983	[21]
	eenmalig	100	500	Goldsborough en Robinson, 1986	
	eenmalig	100	1000	Jenkins en Buikema, 1990	[24]
	eenmalig	-	≤2000	Goldsborough en Robinson, 1985	[22]
			Gurney en Robinson, 1989	[23]	
terbutryn	eenmalig	-	≤6	Struve <i>et al.</i> , 1991	[25]
	eenmalig	-	≤10	Goldsborough en Robinson, 1983	[21]
	eenmalig	-	≤10	Goldsborough en Robinson, 1986	
			Gurney en Robinson, 1989	[23]	
hexazinon	eenmalig	10	100	Thompson <i>et al.</i> , 1993 a	[28]
			Thompson <i>et al.</i> , 1993 a		
linuron	eenmalig	-	≤1000	Stephenson en Kane 1984	[29]
	constant	0,5	5	Van den Brink <i>et al.</i> , 1997	[30]
			Cuppen <i>et al.</i> , 1997		
isoproturon	eenmalig	-	≤5	Pérès <i>et al.</i> , 1996	[32]
	eenmalig	2	9	Feurtet-Mazel <i>et al.</i> , 1996	[31]
	eenmalig	30	90	Traunspurger <i>et al.</i> , 1996	[42]
diuron	eenmalig	2,9	28,5	Flum en Shannon, 1987	[20]
Stromende systemen:					
atrazin	twee pulsen	≥100	-	Jurgensen en Hoagland, 1990	[19]
terbutryn	puls	≥50	-	Paterson en Wright, 1987	[38]
hexazinon	puls	≥2700	-	Kreutzweiser <i>et al.</i> , 1995	[26]

8. EVALUATIE VAN DE NORMSTELLING

8.1 Fotosynthese-remmers

In Tabel 4 wordt een overzicht gegeven van de $NOEC_{eco}$ en $LOEC_{eco}$ waarden voor fotosynthese remmende herbiciden die uit de studies waren af te leiden.

Vervolgens is per stof een samenvattende $NOEC_{eco}$ en $LOEC_{eco}$ afgeleid. Voor de laatste is de laagst gevonden $LOEC_{eco}$ van alle betreffende studies genomen. De samenvattende $NOEC_{eco}$ is de hoogste gevonden $NOEC_{eco}$ die lager of gelijk is dan de laagst gevonden $LOEC_{eco}$. De gevonden waarden worden in Tabel 5 vergeleken met de vastgestelde norm voor de Vierde Nota Waterhuishouding, NW4, (Crommentuijn *et al.*, 1997) en de liberale en conservatieve norm volgens de Uniforme Beginselen.

Voor de fotosynthese-remmers bevinden de normen zich in alle gevallen onder de $LOEC_{eco}$ die uit de (semi)veldexperimenten kon worden afgeleid. Ook zijn de normen veelal lager of gelijk aan de $NOEC_{eco}$. De MTR waarden zijn in alle gevallen lager dan de liberale UB norm. Met uitzondering van atrazin is dit ook het geval voor de conservatieve UB normen. Voor de stof terbutryn konden op basis van de beschikbare geschikte studies geen samenvattende $NOEC_{eco}$ en $LOEC_{eco}$ waarden worden bepaald. De uitkomsten van de studies waren echter niet in tegenspraak met de normen. Recentelijk berekenden Beek en Knoben (1997) ook een MTR voor atrazin met de methode van Aldenberg en Slob (1993). Hun resultaat, 0,3 $\mu\text{g/L}$, is ongeveer 10 maal zo laag als de MTR van Crommentuijn *et al.* (1997) en 17 maal zo laag als de $NOEC_{eco}$ die door ons uit gerapporteerde (semi)veldstudies is afgeleid.

Tabel 5 Samenvattende $NOEC_{eco}$ en $LOEC_{eco}$ waarden voor studies met fotosynthese-remmende herbiciden in (semi)veldstudies vergeleken met verschillende normen.

Werkzame stof	Blootstellings regime	$NOEC_{eco}$ ($\mu\text{g/L}$)	$LOEC_{eco}$ ($\mu\text{g/L}$)	MTR NW4 norm ($\mu\text{g/L}$) ¹⁾	liberale UB norm ($\mu\text{g/L}$)	conservatieve UB norm ($\mu\text{g/L}$)
Stagnante en hercirculerende systemen:						
atrazin	eenmalig	20	50	2,9	6,7	0,4
	meervoudig	5	10	2,9	6,7	0,4
simazin	eenmalig	100	100	0,14	35,1	10
terbutryn	eenmalig	-	≤ 6	-	2,7	2,7
hexazinon	eenmalig	10	100	-	4,6	2,5
linuron	meervoudig	0,5	5	0,25	1,6	1,6
isoproturon	eenmalig	2	5	0,32	2,1	2,1
diuron	eenmalig	2,9	28,5	0,43	1,5	1,5
Stromende systemen:						
atrazin	meervoudig	≥ 100	-	2,9	6,7	0,4
terbutryn	puls	≥ 50	-	-	2,7	2,7
hexazinon	puls	≥ 2700	-	-	4,6	2,5

¹⁾uit Crommentuijn *et al.* (1997)

8.2 Auxine-simulators

De $NOEC_{eco}$ en $LOEC_{eco}$ waarden voor auxine-simulerende stoffen staan per studie in Tabel 6.

Tabel 6 NOEC_{eco} en LOEC_{eco} waarden voor studies met auxine-simulerende herbiciden in (semi)veldstudies.

Werkzame stof	Dosering	NOEC _{eco} (µg/L)	LOEC _{eco} (µg/L)	Referentie(s)	Studie nummer
Stagnante en hercirculerende systemen:					
2,4-D	eenmalig	10	100	Forsyth <i>et al.</i> , 1997	[34]
	eenmalig	-	≤500	Boyle, 1980	[33]
	eenmalig	-	≤1000	Scott <i>et al.</i> , 1981 Stephenson en Mackie, 1986 Sherry, 1994	[44]
	eenmalig	-	≤2000	Kobriae en White, 1996	[35]
2,4,5-T	eenmalig	10000	100000	Sugiura, 1992	[46]
picloram	eenmalig	≥100	-	Forsyth <i>et al.</i> , 1997	[34]
clopyralid	eenmalig	≥100	-	Forsyth <i>et al.</i> , 1997	[34]
Stromende systemen:					
trichlopyr	puls (1 uur)	320	3200	Kreutzweiser <i>et al.</i> , 1992	[27]

In Tabel 7 worden de samenvattende NOEC_{eco} en LOEC_{eco} waarden voor deze studies vergeleken met de normen. De door Crommentuijn *et al.* (1997) afgeleide MTR waarde voor 2,4-D komt goed overeen met de (semi)veldstudies. Voor 2,4,5-T is deze norm echter een factor 1000 lager dan de NOEC_{eco}. Deze NOEC is echter gebaseerd op een enkele studie (Sugiura, 1992) die is uitgevoerd in een plankton-gedomineerd systeem zonder waterplanten. Gezien de grote gevoeligheid van macrofyten voor deze verbindingen valt te verwachten dat de NOEC_{eco} en LOEC_{eco} waarden aanzienlijk lager zullen uitvallen in een ecosysteem gedomineerd door macrofyten. De UB normen voor 2,4-D, die zijn gebaseerd op standaardtesten met algen, bieden niet voldoende bescherming doordat macrofyten veel gevoeliger zijn dan algen. Mogelijk is dit ook het geval voor picloram en clopyralid. Op basis van de studies met deze stoffen kon dit echter niet geverifieerd worden. De UB normen lijken ook geen bescherming te bieden tegen trichlopyr in stromende systemen. Het gemeten effect in de betreffende studie betrof de overleving van sommige evertrebraten. Een verklaring voor dit effect is niet voor handen. De LC₅₀ van *Daphnia magna*, bijvoorbeeld, is 133000 µg/L. Het door Beek en Knobens (1997) geschatte MTR voor 2,4-D bedraagt ongeveer 4 µg/L, vergelijkbaar met de NW4 waarde van Crommentuijn *et al.* (1997).

Tabel 7 Samenvattende NOEC_{eco} en LOEC_{eco} waarden voor studies met een eenmalige toediening van een auxine-simulerende herbicide in (semi)veldstudies vergeleken met verschillende normen.

Werkzame stof	NOEC _{eco} (µg/L)	LOEC _{eco} (µg/L)	MTR NW4 norm (µg/L) ¹⁾	liberale UB norm (µg/L)	conservatieve UB norm (µg/L)
Stagnante en hercirculerende systemen:					
2,4-D	10	100	10	3289	2590
2,4,5-T	10000 ²⁾	100000	9	-	-
picloram	≥100	-	-	2170	2170
clopyralid	≥100	-	-	710	690
Stromende systemen:					
trichlopyr	320	3200	-	4500	4500

¹⁾ uit Crommentuijn *et al.* (1997)²⁾ gebaseerd op fytoplankton-gedomineerd testsysteem zonder macrofyten

8.3 Overige herbiciden (groeiremmers)

De NOEC_{eco} en LOEC_{eco} waarden voor de studies met deze stoffen worden gegeven in Tabel 8

Tabel 8 NOEC_{eco} en LOEC_{eco} waarden voor studies met de overige herbiciden in (semi)veldstudies.

Werkzame stof	Dosering	NOEC _{eco} (µg/L)	LOEC _{eco} (µg/L)	Referentie(s)	Studie nummer
Stagnante en hercirculerende stromende systemen:					
diquat	eenmalig	-	≤850	Pratt <i>et al.</i> , 1990	[45]
	eenmalig	-	≤3500	Barreiro Lozano en Pratt, 1994	[37]
	constant & eenmalig	-	≤300	Draxl <i>et al.</i> , 1991	[36]
paraquat	constant	1000 ¹⁾	10000 ¹⁾	Kosinski, 1984 Kosinski en Merkle, 1984	[8]
fluridon	eenmalig	-	≤125	Struve <i>et al.</i> , 1991	[25]
metsulfuron-methyl	eenmalig	≥1000	-	Thompson <i>et al.</i> , 1993 a Thompson <i>et al.</i> , 1993 a	[28]
alachloor	eenmalig	-	≤1	Spawn <i>et al.</i> , 1997	[39]
tri-allaat	eenmalig	-	≤10	Johnson, 1986	[7]
trifluralin	eenmalig	≥1000	-	Johnson, 1986	[7]
MSMA	constant	-	≤10	Kosinski, 1984 Kosinski en Merkle, 1984	[8]
Stromende systemen:					
diquat	puls	10	50	Paterson en Wright, 1987	[38]

¹⁾gebaseerd op een experiment waarbij de stof onnatuurlijk snel werd verwijderd

Het aantal geschikte studies met deze herbiciden was nogal schaars en vaak ook minder van kwaliteit dan bijvoorbeeld voor de fotosynthese-remmers. In de meeste gevallen konden per studie geen NOEC_{eco} en LOEC_{eco} waarden worden bepaald en moest worden volstaan met 'groter of gelijk' of 'kleiner of gelijk' waarden. Dit beperkt ook de conclusies die te trekken zijn als deze waarden worden vergeleken met de NW4 en UB normen (Tabel 10). Voor diquat, paraquat, fluridon, alachloor en tri-allaat zijn de normen in ieder geval niet in tegenspraak met de gevonden experimentele gegevens. De UB norm voor metsulfuron-methyl is echter erg laag vergeleken bij de uitkomsten van het experiment van Thompson *et al.* (1993a, 1993b) en hetzelfde geldt voor trifluralin (studie van Johnson, 1986). In de studie van Kosinski (1984) en Merkle en Kosinski (1984) werd paraquat op kunstmatige wijze verwijderd. Dit kan mogelijk verklaren waarom de UB normen voor paraquat veel lager liggen dan de NOEC_{eco} en LOEC_{eco} waarden. Voor MSMA kon door het ontbreken van algengegevens geen UB norm worden bepaald.

Tabel 9 Samenvattende NOEC_{eco} en LOEC_{eco} waarden voor studies met eenmalige of meervoudige toediening van een herbicide behorende tot de groep 'overige herbiciden (groeiremmers)' vergeleken met verschillende normen. Voor de stoffen diquat, paraquat en MSMA betreft het experimenten met een meervoudige toediening, voor alle andere stoffen experimenten met een eenmalige toediening.

Werkzame stof	NOEC _{eco} (µg/L)	LOEC _{eco} (µg/L)	MTR NW4 norm (µg/L) ¹⁾	liberale UB norm (µg/L)	conservatieve UB norm (µg/L)
Stagnante en hercirculerende systemen:					
diquat	-	≤300	-	5,2	3,4
paraquat	1000 ²⁾	10000 ²⁾	-	56	56
fluridon	-	≤125	-	7,4	7,4
metsulfuron-methyl	≥1000	-	-	19	19
alachloor	-	≤1	-	0,6	0,6
tri-allaat	-	≤10	1,9	4,7	4,7
trifluralin	≥1000	-	0,037	6,7	6,7
MSMA	-	≤10	-	-	-
Stromende systemen:					
diquat	10	50	-	5,2	3,4

¹⁾uit Crommentuijn *et al.* (1997)

²⁾gebaseerd op een experiment waarbij de stof onnatuurlijk snel werd verwijderd

9. ALGEMENE DISCUSSIE

Van de twintig herbiciden besproken in dit rapport, zijn er slechts 11 toegelaten in Nederland en niet al deze stoffen worden op grote schaal gebruikt. Op basis van hun gebruik en voorkomen in oppervlaktewateren zijn in de Nederlandse context vooral de gegevens over atrazin, simazin, linuron, isoproturon, diuron en 2,4-D van belang. Voor andere binnen Nederland relevante verbindingen werden jammer genoeg geen adequate studies gevonden. Voorbeelden van stoffen waarvoor het in het kader van ecologische normstelling zinvol zou zijn om studies in aquatische modelecosystemen uit te voeren zijn onder andere mecoprop, metolachloor, propachloor, MCPA, dichlobenil, glyfosaat en DNOC.

Atrazin is de enige stof waarvoor reeds eerder literatuur reviews met betrekking tot ecologische risico's zijn gepubliceerd. Eisler (1989) constateerde dat de eerste effecten van atrazin op waterplanten in single species toetsen optreden bij 1-5 µg/L. Huber (1993, 1994) legde het omslagpunt voor ecologische effecten van atrazin bij 20 µg/L. Ook Draxl (1994) rapporteert in haar overzicht van experimenten in 'split-ponds' bij deze waarde effecten op fysisch-chemische parameters, macrofyten en zoöplankton. Lagere concentraties werden echter niet getoetst. Een zeer uitgebreide review van atrazin in Noord Amerikaanse oppervlaktewateren werd onlangs gepubliceerd door Solomon *et al.* (1996). Deze auteurs stellen dat de verstoring van aquatische ecosystemen begint bij een blootstellingconcentratie groter dan 20 µg/L, maar dat ecologisch belangrijke effecten pas optreden bij 50 µg/L en hoger. Uit verschillende studies in dit rapport blijkt echter duidelijk dat er aanzienlijke effecten kunnen optreden bij 20 µg/L en lager (Tabel 4; zie bijvoorbeeld ook studie nr. 10). De NOEC_{eco} van 5 µg/L die uit onze studie naar voren komt is daarom een veiligere grenswaarde.

De door Crommentuijn *et al.* (1997) afgeleide normen, die tevens in de Vierde Nota Waterhuishouding zijn opgenomen, geven voor alle herbiciden in dit rapport voldoende bescherming tegen ecologische effecten in zoetwater ecosystemen. Op basis van de onderhavige studies zou deze norm voor sommige verbindingen mogelijk naar boven kunnen worden bijgesteld (bijvoorbeeld trifluralin). De in dit rapport berekende, op algentesten gebaseerde, conservatieve en liberale UB normen lijken in het algemeen ook te voldoen voor fotosynthese- en groeiremmende herbiciden. Voor stoffen met een auxine-simulerende werking zoals 2,4-D geven UB normen op basis van algengegevens echter een onderschatting van het risico doordat de verbindingen een specifieke werking hebben op waterplanten.

Bij overschrijding van ecologische drempelwaarden voor herbiciden treden allereerst effecten op bij primaire producenten. Gevoelige endpoints hiervoor zijn het gemeenschapsmetabolisme en de dichtheden en biomassa van algen en macrofyten. Er is een belangrijk verschil tussen effecten in systemen die door plankton of door macrofyten worden gedomineerd. In planktonsystemen treedt sneller herstel en adaptatie op (herstel van de functionaliteit) en worden indirecte effecten op hogere trofische niveau's (zoöplankton) pas bij hogere concentraties waargenomen. In ecosystemen waarin macrofyten een belangrijke rol spelen duurt het herstel in het algemeen langer terwijl indirecte effecten door habitat-destructie in enkele studies al waargenomen zijn bij concentraties net boven de drempelwaarde.

Uit het bovenstaande volgt dat er in het kader van de ecologische risico-evaluatie en normstelling voor herbiciden meer aandacht dient te worden besteed aan de effecten van herbiciden op hogere waterplanten. Dat algentesten niet altijd een surrogaat kunnen zijn voor hogere waterplanten is al vaak naar voren gebracht (o.a. Sortkjaer, 1984; Benenati, 1990; Wang, 1991; Lewis, 1995a). Fletcher (1990) concludeerde aan de hand van een inventarisatie van beschikbare pesticiden-gegevens dat algentesten in 20% van de gevallen geen respons detecteerden waar die wel optrad bij vaatplanten. De meest frequent gebruikte waterplanten in toxiciteitstesten zijn verschillende soorten kroos, *Lemna spp.* (de organisatie ASTM in de Verenigde Staten heeft recent voorschriften voor een 7-daagse groei-inhibitie test voor *L. gibba* uitgebracht; ASTM, 1997a). In Bijlagen 1 t/m 20 van dit rapport zijn naast de toxiciteitgegevens voor algen ook de ons bekende gegevens voor kroos opgenomen. Voor het grootste deel van de fotosynthese en groeiremmende herbiciden waren de resultaten van deze testen

van dezelfde orde van grootte als die voor standaard algen. Dit was echter niet het geval voor sulfonylureumverbindingen zoals metsulfuron-methyl en chloorsulfuron (Bijlage 16; Fairchild *et al.*, 1997). Voor deze stoffen was de EC_{50} van kroos tot een factor 400 lager. Voor fenoxycarbonzuren zoals 2,4-D (Bijlage 8) en clopyralid (Bijlage 11) was kroos minder gevoelig dan algen, terwijl uit veldexperimenten blijkt dat wortelende waterplanten juist zeer gevoelig zijn voor deze stofgroep. Voor auxine-simulators betekent dit dus dat ook toetsen met kroos het ecologisch risico kunnen onderschatten. Voor auxine-simulerende herbiciden is het daarom essentieel dat er naast de gebruikelijke standaardtesten met aquatische organismen ook wordt getest met relevante macrofyten, bij voorkeur met wortelende waterplanten. Omdat zulke toetsen relatief lastig zijn uit te voeren en lang duren, zijn deze in het verleden weinig uitgevoerd (Lewis, 1995b). Thans is men echter vooral in Noord Amerika al ver gevorderd met het ontwikkelen van standaardtesten met wortelende waterplanten (Freemark *et al.*, 1990; ASTM, 1997b).

10. CONCLUSIES

- Mits de experimentele opzet voldoet aan een aantal criteria (paragraaf 2.2), geven de resultaten van (semi)veldexperimenten in zoetwater ecosystemen na normalisering van de testconcentraties een goed te interpreteren beeld van de ecologische effecten van groepen herbiciden met een zelfde werkingsmechanisme.
- Door hun invloed op het gemeenschapsmetabolisme, met name op de zuurstofhuishouding, kunnen organische oplosmiddelen die worden aangewend bij de toediening van herbiciden aan experimentele systemen zelfs bij zeer lage concentraties (ethanol mogelijk al vanaf 2 µl/l) een verstrend effect op het ecosysteem hebben.
- De meest gevoelige endpoints voor het detecteren van negatieve effecten van herbiciden in aquatische ecosystemen zijn het gemeenschapsmetabolisme (afname van zuurstof en pH; toename van nutriënten, alkaliniteit, geleidbaarheid e.d.), de structuur van de fytoplankton- en perifytongemeenschappen (dichtheid, biomassa, soortensamenstelling, chlorofyl-gehalte) en de structuur van de macrofytengemeenschap (bedekking, biomassa).
- De functionele endpoints zijn gevoeliger voor fotosynthese-remmers dan de structurele. Voor auxine-simulators zijn de macrofyten het meest gevoelig. Uit de weinige beschikbare studies blijkt dat structurele endpoints, vooral algen, mogelijk gevoeliger voor groeiremmers zijn dan functionele endpoints. Het gevoeligste endpoint bepaald in het algemeen de snelheid van herstel van het ecosysteem.
- Over het algemeen zijn te weinig gegevens beschikbaar over ecologische effecten in aquatische (semi)veldsituaties van andere herbiciden dan fotosynthese-remmers.
- In het algemeen worden bij een meervoudige toediening effecten al bij lagere concentraties waargenomen dan bij een eenmalige.
- Bij lage concentraties van herbiciden wordt soms een positief effect op gevoelige endpoints (hormesis) waargenomen. Meestal is dit fenomeen echter van tijdelijke aard. De ecologische relevantie van hormesis is niet voldoende onderzocht.
- De ecologische drempelwaarden voor herbiciden met een fotosynthese-remmende of groeiremmende werking in stagnante en hercirculerende stromende testsystemen zijn in het algemeen gelijk aan 0,1 maal het geometrisch gemiddelde van de gevonden EC₅₀-waarden voor de meest gevoelige standaard alg. Voor stoffen die de werking van het plantengroeihormoon auxine-simuleren ligt deze grens tussen 0,001 – 0,01 maal het geometrisch gemiddelde van deze EC₅₀-waarden.
- Wanneer gevoelige primaire producenten verdwijnen, nemen minder gevoelige soorten om diverse redenen vaak in aantal toe. Dit kan leiden tot herstel van functionele endpoints terwijl het effect op de structuur van het ecosysteem voortduurt (functionele redundantie).
- Bij concentraties hoger dan 0,1 maal het geometrisch gemiddelde van de EC₅₀-waarden van de gevoeligste standaard alg bestaat er een aanzienlijk verschil tussen de effecten van herbiciden in systemen die worden gedomineerd door plankton of door macrofyten. Plankton-gedomineerde gemeenschappen adapteren sneller op populatie en/of gemeenschapsniveau en herstellen zich hierdoor eerder dan macrofyten-gedomineerde systemen. Beneden het geometrisch gemiddelde van de EC₅₀-waarden herstellen plankton-gemeenschappen in de regel binnen 8 weken van stress door fotosynthese-remmers. Voor macrofyt-gedomineerde systemen kan herstel langer op zich laten wachten indien de dominante macrofyt gevoelig blijkt te zijn.

- Indirecte effecten van fotosynthese-remmers op hogere trofische niveau's (consumenten en predatoren) worden pas bij concentraties rond de EC_{50} van de standaard alg waargenomen. In waterplanten gedomineerde systemen worden indirecte effecten op hogere trofische niveau's als gevolg van habitat-destructie al waargenomen zodra de macrofyten verdwijnen.
- Bij concentraties hoger dan 0,1 – 1 maal de EC_{50} van de gevoeligste standaard alg kunnen diverse indirecte effecten op ecosysteemniveau waargenomen worden. Enkele regelmatig gerapporteerde indirecte effecten van herbiciden zijn algenbloei (t.g.v. afname concurrentie om ruimte, licht en nutriënten met gevoelige primaire producenten zoals macrofyten) en verdwijnen van waterplant-geassocieerde dierpopulaties door habitat-destructie (t.g.v. verdwijnen macrofyten).
- De MTR waarden die door Crommentuijn *et al.* (1997) zijn afgeleid lijken voor alle herbiciden in deze studie voldoende bescherming van zoetwater ecosystemen te bieden. Voor enkele stoffen kunnen zij mogelijk enigszins naar boven worden bijgesteld. Normen gebaseerd op algentoetsen volgens de Uniforme Beginselen van de Europese Unie zijn in het algemeen ook afdoende om ecologische effecten van fotosynthese en groeiremmende herbiciden te voorkomen, maar onderschatten de drempelwaarden voor auxine-simulerende verbindingen tot een factor 100. Omdat ook kroos voor deze stoffen niet voldoende gevoelig is, zullen toxiciteitstesten met wortelende waterplanten hier uitkomst moeten bieden.

11. AANBEVELINGEN VOOR ECOSYSTEEM EXPERIMENTEN MET HERBICIDEN

Uit de in dit rapport gebruikte studies blijkt dat (semi)veldexperimenten, mits goed uitgevoerd (zie criteria in paragraaf 2.2), een uniform beeld geven voor groepen herbiciden met een zelfde werkingsmechanisme. Uit de evaluatie kan echter wel lering worden getrokken wat betreft een aantal belangrijke aspecten voor dit soort studies:

- Diverse organische oplosmiddelen die als 'carrier' worden gebruikt bij de behandeling met bestrijdingsmiddelen kunnen zelfs bij zeer lage concentraties effecten veroorzaken op het metabolisme van de modeecosystemen. Op zijn minst moeten gelijke concentraties van deze oplosmiddelen worden toegevoegd aan de controles zodat het netto effect van het bestrijdingsmiddel kan worden vastgesteld. Controles met en zonder oplosmiddel kunnen uitsluitend geven of oplosmiddelen wel of geen invloed op de systemen hebben. Nog beter is het echter om water als carrier te gebruiken. Indien de oplosbaarheid van de pesticiden in water niet voldoende is kan worden gezocht naar alternatieve doseringsmethoden. In de studies van Goldsborough en Robinson (1985) en Gurney en Robinson (1989) bijvoorbeeld werden fijnmazige zakjes gebruikt waaruit het herbicide in het water oploste. Een andere elegante methode is het droogdampen van het pesticide in het experimentele systeem met zeer vluchtige oplosmiddelen. Dit kan worden gedaan voordat het experimentele systeem met water wordt gevuld (Sugiura, 1992).
- Voor vervolgonderzoek naar ecologische drempelwaarden voor herbiciden is het zinvol om een (semi)veldexperiment uit te voeren met andere stoffen dan fotosynthese-remmers. Van deze stoffen is over het algemeen te weinig informatie beschikbaar omtrent effecten op ecosysteemniveau.
- Voor de ecologische risico-evaluatie van herbiciden in ondiepe oppervlaktewateren is het raadzaam dat de testsystemen hogere waterplanten bevatten. Dit is reeds gemotiveerd in paragraaf 9.
- Er zou meer aandacht moeten worden besteed aan effecten op de heterotrofe component van aquatische ecosystemen. Uit enkele studies blijkt duidelijk dat de sterfte van primaire producenten zoals waterplanten indirecte effecten veroorzaakt bij destruenten en bacteriën.
- Voor studies met herbiciden is het van belang dat zowel structurele als functionele endpoints worden gemeten. Functies kunnen herstellen door functionele redundantie of adaptatie voordat de structurele endpoints weer op het oude niveau zijn. Hierbij is het dus van belang dat het taxonomisch niveau van de studie voldoende is om veranderingen in soortensamenstelling van primaire producenten te kunnen detecteren (bijvoorbeeld algen).

11. REFERENTIES

- Abou-Waly H, Abou-Setta MM, Nigg HN, Mallory LL (1991) Growth response of freshwater algae, *Anabaena flos-aquae* and *Selenastrum capricornutum* to atrazine and hexazinone herbicides. *Bull Environ Contam Toxicol* 46: 223-229
- Aldenberg T, W Slob (1993) Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicol Environ Safety* 25(1): 48-63
- ASTM (1997a) Standard guide E1415-91 for conducting static toxicity tests with *Lemna gibba* G3. American Society for Testing and Materials, West Conshohoken, PA
- ASTM (1997b) Standard guide E1814-96 for conducting renewal phytotoxicity tests with freshwater emergent macrophytes. American Society for Testing and Materials, West Conshohoken, PA
- Barreiro-Lozano R, Pratt JR (1994) Interaction of toxicants and communities: the role of nutrients. *Environ Toxicol Chem* 13: 361-368
- Baturo W, Lagadic L, Caquet T (1995) Growth, fecundity and glycogen utilization in *Lymnaea palustris* exposed to atrazine and hexachlorobenzene in freshwater mesocosms. *Environ Toxicol Contam* 14: 503-511
- Beaumont G, Bastin R, Therrien HP (1976) Effets physiologiques de l'atrazine à doses sublétales sur *Lemna minor* L. I. Influence sur la croissance, la teneur en chlorophylle, en protéines et en azote soluble et total. *Naturaliste Can* 103: 527-533
- Beek MA, Knoben RAE (1997) Ecotoxicologische risico's van stoffen in watersystemen. Stapsgewijze beoordeling gebaseerd op verschillen in gevoeligheid tussen soorten. Rapport 97.064, RIZA, Lelystad
- Benenati F (1990) Keynote address: plants – keystone to risk assessment. In: Wang W, Gorsuch JW, Lower WR (eds.) *Plants for toxicity assessment*. ASTM STP 1091, American Society for Testing of Materials, Philadelphia, pp 5-13
- Bérard A (1996) Effect of organic four solvents (*sic*) on natural phytoplankton assemblages: consequences for ecotoxicological experiments on herbicides. *Bull Environ Contam Toxicol* 57: 183-190
- Blythe TO, Grooms SM, Frans RE (1979) Determination and characterization of the effects of fluometuron and MSMA on *Chlorella*. *Weed Science* 27: 294-299
- Boyle TP (1980) Effects of the aquatic herbicide 2,4-D DMA on the ecology of experimental ponds. *Environ Pollut (Ser A)* 21: 35-49
- Bringman G, Kühn R (1978) Testing of substances for their treshold: model organisms *Microcystis (Diplocystis) aeruginosa* and *Scenedesmus quadricauda*. *Mitt Internat Verein Limnol* 21: 275-284
- Brock TCM, Budde BJ (1994) On the choice of structural parameters and endpoints to indicate responses of freshwater ecosystems to pesticide stress. In: Hill IR, Heimbach F, Leeuwangh P, Matthiessen P (eds) *Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp 19-56
- Brock T, Crum S, Leeuwangh P, Lucassen W, van Wijngaarden R (1993) Modelecosystemen: brug naar het veld. Lotgevallen en effecten van een insecticide in micro- en mesocosms. *Landschap* 10: 23-36
- Brockway DL, Smith PD, Stancil FE (1984) Fate and effects of atrazine in small aquatic microcosms. *Bull Environ Contam toxicol* 32: 345-353
- Crommentuijn T, Kalf DF, Polder MD, Posthumus R, Van de Plassche EJ (1997) Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides. Rapport nr. 601501 002 (+Annex), RIVM, Bilthoven
- Cuppen JGM, Van den Brink PJ, Van der Woude H, Zwaardemaker N, Brock TCM (1997) Sensitivity of macrophyte-dominated freshwater microcosms to chronic levels of the herbicide linuron. II. Community metabolism and invertebrates. *Ecotoxicol Environ Saf* 38: 25-35

- Davis PE, Pillai CGP, Truelove B (1976) Effects of prometryn, diuron, fluometuron and MSMA on *Chlorella* and two fungi. *Weed Science* 24: 587-593
- Dejonckheere WPE, Steurbaut W (1996) Pesticiden. Gebruik en milieurisico's. Monografieën Stichting Leefmilieu. Uitgeverij Pelckmans, Kapellen, België
- DeNoyelles F, Kettle WD, Sinn DE (1982) The responses of plankton communities in experimental ponds to atrazine, the most heavily used pesticide in the United States. *Ecology* 63: 1285-1293
- DeNoyelles F, Kettle WD, Fromm CH, Moffett MF, Dewey SL (1989) Use of experimental ponds to assess the effects of a pesticide on the aquatic environment. *Miscellaneous Publications no. 75, Entom Soc Am*, pp 41-56
- DeNoyelles Jr. F, Dewey SL, Huggins DG, Kettle WD (1994) Aquatic mesocosms in ecological effects testing: detecting direct and indirect effects of pesticides. In: Graney RL, Kennedy JH, Rodgers JH jr. (eds) *Aquatic mesocosm studies in ecological risk assessment*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp 577-603
- Detenbeck NE, Hermanutz R, Allen K, Swift MC (1996) Fate and effects of the herbicide atrazine in flow-through wetland mesocosms. *Environ Toxicol Chem* 15(6): 937-946
- Dewey SL (1986) Effects of the herbicide atrazine on aquatic insect community structure and emergence. *Ecology* 67: 148-162
- Draxl R (1990) Vergleich von Single-Species-Tests, Labor- und Freilandtestsystemen und deren Bedeutung bei der Abschätzung der Umweltgefährlichkeit von Pflanzenschutzmitteln. Proefschrift, TU München-Weihenstephan, Duitsland
- Draxl R, Neugebauer KE, Zieris F-J, Huber W (1991) Comparison of the ecological effects of diquat on laboratory multispecies and outdoor freshwater systems. *Verh Int Verein Limnol* 24: 2269-2271
- Draxl R, Neugebauer KE, Zieris F-J, Huber W (1994) Response of aquatic outdoor microcosms of the 'split-pond' type to chemical contamination. In: Hill IR, Heimbach F, Leeuwangh P, Matthiessen P (eds) *Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp 323-330
- Eisler R (1989) Atrazine hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. *Biological Report 85(1.18), Contaminant Hazard Reviews Report no. 18, US Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior*
- EU (1997) Commission proposal for a council directive establishing Annex VI to Directive 91/414/EEC concerning the placing of plant protection products on the market. *Off J Eur Comm* C240: 1-23
- Fairchild JF, La Point TW, Schwartz TR (1994) Effects of herbicide and insecticide mixture in aquatic mesocosms. *Arch Environ Contam Toxicol* 27: 527-533
- Fairchild JF, Ruessler DS, Haverland PS, Carlson AR (1997) Comparative sensitivity of *Selenastrum capricornutum* and *Lemna minor* to sixteen herbicides. *Arch Environ Contam Toxicol* 32: 353-357
- Feurtet-Mazel A, Grollier T, Grousselle M, Ribeyre F, Boudou A (1996) Experimental study of bioaccumulation and effects of the herbicide isoproturon on freshwater rooted macrophytes. *Chemosphere* 32: 1499-1512
- Fletcher JS (1990) Use of algae versus vascular plants to test for chemical toxicity. In: Wang W, Gorsuch JW, Lower WR (eds.) *Plants for toxicity assessment*. ASTM STP 1091, American Society for Testing of Materials, Philadelphia, pp 33-39
- Flum TF, Shannon LJ (1987) The effects of three related amides on microecosystem stability. *Ecotoxicol Environ Saf* 13: 239-252
- Forsyth DJ, Martin PA, Shaw GG (1997) Effects of herbicides in two submersed aquatic macrophytes *Potamogeton pectinatus* L. and *Myriophyllum sibiricum* Komarov, in a prairie wetland. *Environ Pollut* 95: 259-268

Foy CL, Hiranpradit H (1977) Herbicide movement with water and effect of contaminant levels on non-target organisms. OWRT project A-046-VA, Virginia Water Resource Center, NTIS, PB263285 Resource Research Center, Microfiche (*aangehaald uit Crommentuijn et al., 1997*)

François DL, Robinson GGC (1990) Indices of triazine toxicity in *Chlamydomonas geitleri* Ettl. *Aquat Toxicol* 16: 205-228

Freemark K, MacQuarrie P, Swanson S, Peterson H (1990) Development of guidelines for testing pesticide toxicity to nontarget plants for Canada. In: Wang W, Gorsuch JW, Lower WR (eds.) *Plants for toxicity assessment*. ASTM STP 1091, American Society for Testing of Materials, Philadelphia, pp 14-29

Gaggi C, Sbrilli G, Hasab el Naby AM, Bucci M, Duccini M, Bacci E (1995) Toxicity and hazard ranking of s-triazine herbicides using Microtox[®], two green algal species and a marine crustacean. *Environ Toxicol Chem* 14: 1065-1069

Geyer H, Scheunert I, Korte F (1985) The effects of organic environmental chemicals on the growth of the alga *Scenedesmus subspicatus*: a contribution to environmental biology. *Chemosphere* 14: 1355-1369

Goldborough LG, Robinson GGC (1983) The effect of two triazine herbicides on the productivity of freshwater marsh periphyton. *Aquat Toxicol* 4: 95-112

Goldsborough LG, Robinson GGC (1985) Effect of an aquatic herbicide on sediment nutrient flux in a freshwater marsh. *Hydrobiologia* 122: 121-128

Goldborough LG, Robinson GGC (1986) Changes in periphytical algal community structure as a consequence of short herbicide exposures. *Hydrobiologia* 139: 177-192

Gramlich JV, Frans RE (1964) Kinetics of *Chlorella* inhibition by herbicides. *Weeds* 12: 184- 189

Gruessner B, Watzin MC (1996) Response of aquatic communities from a Vermont stream to environmentally realistic atrazine exposure in laboratory microcosms. *Environ Toxicol Chem* 15: 410-419

Gurney SE, Robinson GGC (1989) The influence of two triazine herbicides on the productivity, biomass and community composition of freshwater marsh periphyton. *Aquatic Botany* 36: 1-22

Hamala JA, Kollig HP (1985) The effects of atrazine on periphyton communities in controlled laboratory ecosystems. *Chemosphere* 14: 1391-1408

Hamilton PB, Jackson GS, Kaushik NK, Solomon KR (1987) The impact of atrazine on lake periphyton communities including carbon uptake dynamics using track autoradiography. *Environ Pollut* 46: 83-103

Hamilton PB, Jackson GS, Kaushik NK, Solomon KR, Stephenson GL (1988) The impact of two applications of atrazine on the plankton communities of in situ enclosures. *Aquat Toxicol* 13: 123-140

Hamilton PB, Lean DRS, Jackson GS, Kaushik NK, Solomon KR (1989) The effect of two applications of atrazine on the water quality of freshwater enclosures. *Environ Pollut* 60: 291-304

Hawxby K, Tubea B, Ownby J, Basler E (1977) Effects of various classes of herbicides on four species of algae. *Pestic Biochem Physiol* 7: 203-209

Herman D, Kaushik ND, Solomon KR (1986) Impact of atrazine on periphyton in freshwater enclosures and some ecological consequences. *Can J Fish Aquat Sci* 43: 1917-1925

Hess (1980) A *Chlamydomonas* algal bioassay for detecting growth inhibitor herbicides. *Weed Sci* 28: 515-520

Hoberg JR (1991) Atrazine technical – Toxicity to the freshwater green alga *Selenastrum capricornutum*. SLI rapport 91-1-3600, Springborn Laboratories, Wareham, MA (*aangehaald uit Solomon et al., 1996*)

- Hoberg (1993a) Atrazine technical – Toxicity to duckweed (*Lemna gibba*). SLI rapport 93-11-5053, Springborn Laboratories, Wareham, MA (aangehaald uit Solomon *et al.*, 1996)
- Hoberg (1993b) Atrazine technical – Toxicity to duckweed (*Lemna gibba*). SLI rapport 93-4-4755, Springborn Laboratories, Wareham, MA (aangehaald uit Solomon *et al.*, 1996)
- HRAC (1996) Classification of herbicides according to mode of action. Herbicide Resistance Action Committee, Leverkusen, Duitsland
- Huber W (1993) Ecotoxicological relevance of atrazine in aquatic systems. *Environ Toxicol Chem* 12: 1865-1881
- Huber W (1994) Atrazine in aquatic test systems: an evaluation of ecotoxicological risks. In: Hill IR, Heimbach F, Leeuwangh P, Matthiessen P (eds) *Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp 273-286
- IRC (1997) Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR), Arbeitsgruppe Gewässerqualität (aangehaald uit Crommentuijn *et al.*, 1997)
- Jenkins DG, Buikema Jr. AL (1990) Response of a winter plankton food web to simazine. *Environ Toxicol Chem* 9: 693-705
- Johnson BT (1986) Potential impact of selected agricultural chemical contaminants on a northern prairie wetland: a microcosm evaluation. *Environ Toxicol Chem* 5: 473-485
- Jurgensen TA, Hoagland KD (1990) Effect of short-term pulses of atrazine on attached algal communities in a small stream. *Arch Environ Contam Toxicol* 19: 617-623
- Jüttner I, Peither A, Lay JP, Kettrup A, Ormerod SJ (1995) An outdoor mesocosm study to assess ecotoxicological effects of atrazine on a natural plankton community. *Arch Environ Contam Toxicol* 29:435-441
- Källqvist T, Romstad R (1994) Effects of agricultural pesticides on planktonic algae and cyanobacteria: examples of interspecies sensitivity variations. *Norw J Agric Sci Suppl* 13: 117-131
- Kersting K (1994) Functional endpoints in field testing. In: Hill IR, Heimbach F, Leeuwangh P, Matthiessen P (eds.) *Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp 57-81
- Kettle WD, DeNoyelles Jr. F, Heacock BD, Kadoum AM (1987) Diet and reproductive success of bluegill recovered from experimental ponds treated with atrazine. *Bull Environ Contam Toxicol* 38: 47-53
- Kirby MF, Sheahan DA (1994) Effects of atrazine, isoproturon, and mecoprop on the macrophyte *Lemna minor* and the alga *Scenedesmus subspicatus*. *Bull Environ Contam Toxicol* 53: 120-126
- Knauf W, Schultze E-F (1972) Langzeiteinfluß subletaler Herbiziddosen auf einige Vertreter der Wasserfauna und -flora am Beispiel von Linuron und Monolinuron. *Schreibe Ver. Wass. Boden Lufthyg.* 37: 231-239
- Kobriaci ME, White DS (1996) Effects of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid on Kentucky algae: simultaneous laboratory and field toxicity testings. *Arch Environ Contam Toxicol* 31: 571-580
- Kosinski RJ (1984) The effect of terrestrial herbicides on the community structure of stream periphyton. *Environ Pollut Ser A* 36: 165-189
- Kosinski RJ, Merkle MG (1984) The effect of four terrestrial herbicides on the productivity of artificial stream algal communities. *J Environ Qual* 13: 75-82
- Krieger KA, Baker DB, Kramer JW (1988) Effects of herbicides on stream Aufwuchs productivity and nutrient uptake. *Arch Environ Contam Toxicol* 17: 299-306
- Kreutzweiser DP, Holmes SB, Behmer DJ (1992) Effects of the herbicides hexazinone and triclopyr ester on aquatic insects. *Ecotoxicol Environ Saf* 23: 364-374

- Kreutzweiser DP, Capell SS, Sousa BC (1995) Hexazinone effects on stream periphyton and invertebrate communities. *Environ Toxicol Chem* 14: 1521-1527
- Lampert W, Fleckner W, Pott E, Schober U, Störkel KU (1989) Herbicide effects on planktonic systems of different complexity. *Hydrobiologia* 188/189: 415-424
- Lay JP, Müller A, Peichl L, Klein W, Korte F (1984) Longterm effects of the herbicides atrazine and dichlobenil upon the phytoplankton density and physico-chemical conditions in compartments of a freshwater pond. *Chemosphere* 13: 821-832
- Lefebvre-Drouet E, Calvet R (1978) La detection et le dosage des herbicides l'aide des chlorelles: recherches sur les conditions expérimentales optimales et application l'analyse de plusieurs herbicides. *Weed Res* 18: 33-39
- Lewis MA (1995a) Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: a review. *Environ Pollut* 87: 319-336
- Lewis MA (1995b) Chapter 4. Algae and vascular plant tests. In: Rand GM (ed) *Fundamentals of aquatic toxicology. Effects, environmental fate and risk assessment*. 2nd ed. Taylor and Francis, Washington, DC, pp 135-169
- Liu LC, Cedeno-Maldonado A (1974) Effects of fluometuron, prometryne, ametryne and diuron on growth of two *Lemna* species. *J Agric Univ Puerto Rico* 58(4): 483-488
- Lynch TR, Johnson HE, Adams WJ (1985) Impact of atrazine and hexachlorobiphenyl on the structure and function of model stream ecosystems. *Environ Toxicol Chem* 4: 399-413
- Maule A, Wright SJL (1984) Herbicide effect on the population growth of some green algae and cyanobacteria. *J Appl Bacteriol* 57: 369-379
- Millie DF, Greene DA, Johnson PB (1990) Effects of the cartenoid-inhibiting herbicide, fluridone, on *Oscillatoria agardhii* Gomont (Cyanobacteria). *Aquat Toxicol* 16: 41-52
- Moorhead DL, Kosinski RJ (1986) Effect of atrazine on the productivity of artificial stream algal communities. *Bull Environ Contam Toxicol* 37: 330-336
- NEFYTO (1996) Lanbouw en chemische gewasbescherming in cijfers (gegevens over 1995). Nederlandse Stichting voor Fytofarmacie, Den Haag
- Neugebauer K, Zieris FJ, Huber W (1990) Ecological effects of atrazine on two outdoor artificial freshwater ecosystems. *Z Wasser Abwasser Forsch* 23: 11-17
- OECD (1984). Alga, growth inhibition test. Guideline for testing of chemicals no. 201. OECD, Parijs
- Ordelman HGK, van Noort PCM, van Steenwijk JM, ten Hulscher TEM, Evers HG (1993) Triazinen. Watersysteemverkenningen 1996. Een analyse van de problematiek in aquatisch milieu. RIZA nota 93.036/RIKZ rapport 93.050, Lelystad/Den Haag
- Paterson DM, Wright SJL (1987) A continuous-flow model ecosystem for studying effects of herbicides on aquatic plants. *Weed Sci* 35:704-710
- Payne RW, Lane PW (1993) *Genstat 5 Release 3 reference manual*. Clarendon Press, Oxford, Engeland.
- PD (1996) Gewasbeschermingsgids. Handboek voor de bestrijding van ziekten, plagen en onkruiden en de toepassing van groeiregulatoren in de land- en tuinbouw en het openbaar groen. Plantenziektenkundige Dienst, Wageningen
- Peichl LV, Lay JP, Korte F (1984) Wirkung von Dichlobenil und Atrazin auf die Populationsdichte von Zooplanktern in einem aquatischen Freilandssystem. *Z Wasser Abwasser Forsch* 17: 134-145

- Peichl LV, Lay JP, Korte F (1985) Wirkung von Atrazin und 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure auf die Populationsdichte von Phyto- und Zooplankton in einem aquatischen Freilandssystem. *Z Wasser Abwasser Forsch* 18: 217-222
- Pérés F, Florin D, Grollier T, Feurtet-Mazel A, Coste M, Ribeyre F, Ricard M, Boudou A (1996) Effects of the phenylurea herbicide isoproturon on periphytic diatom communities in freshwater indoor microcosms. *Environ Pollut* 94: 141-152
- Phernambucq AJW, Geenen JPW, Barreveld HL, Molegraaf P (1996) Speuren naar sporen III. Verkennend onderzoek naar milieuschadelijke stoffen in de zoete en zoute wateren van Nederland. Metingen 1993. Rapport RIKZ-96.016/Nota RIZA 96.035, Den Haag/Lelystad
- Pratt JR, Bowers NJ, Niederlehner BR, Cairns Jr. J (1988) Effects of atrazine on freshwater microbial communities. *Arch Environ Contam Toxicol* 17: 449-457
- Pratt JR, Bowers NJ, Cairns Jr. J (1990) Effect of sediment on estimates of diquat toxicity in laboratory microcosms. *Wat Res* 24(1): 51-57
- Rodgers J (1991) Effect of atrazine on *Selenastrum capricornutum*, *Lemna minor* and *Elodea canadensis*. Rapport Archive 5386, Ciba-Geigy Corporation, Greensboro, NC (aangehaald uit Solomon et al., 1996)
- Schäfer H, Hettler H, Fritsche U, Pitzen G, Röderer G, Wenzel A (1994) Biotests using unicellular algae and ciliates for predicting long-term effects of toxicants. *Ecotoxicol Environ Safety* 27: 64-81
- Scott BF, Painter DS, Nagy E, Dutka BJ, Taylor WD (1981) Fate and effects of 2,4-D formulations as herbicides in aquatic ecosystem. Part 1. Environment Canada, National Water Research Institute, Burlington, Ontario
- Sherry J (1994) Effects of 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid on fungal propagules in freshwater ponds. *Environ Toxicol Water Qual* 9: 209-221
- Snel JFH, Vos JH, Gylstra R, Brock TCM (in druk) Inhibition of photosystem II electron transport as a convenient endpoint to assess stress of the herbicide linuron on freshwater plants. *Aquat Ecol*
- Solomon KR, Baker DB, Richards RP, Dixon KR, Klaine SJ, La Point TW, Kendall RJ, Weisskopf CP, Giddings JM, Giesy JP, Hall Jr. LW, Williams WM (1996) Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. *Environ Toxicol Chem* 15: 31-76
- Sortkjaer O (1984) Macrophytes and macrophyte communities as test systems in ecotoxicological studies of aquatic systems. *Ecological Bulletins* 36: 75-80
- Spawn RL, Hoagland KD, Siegfried BD (1997) Effects of alachlor on an algal community from a midwestern agricultural stream. *Environ Toxicol Chem* 16: 785-793
- St.-Laurent C, Blaise P, MacQuarrie P, Scroggins R, Trottier B (1992) Comparative assessment of herbicide phytotoxicity to *Selenastrum capricornutum* using microplate and flask bioassay procedures. *Environ Toxicol Water Qual Int J* 7: 35-48
- Stay FS, Larsen DP, Katko A, Rohm CM (1985) Effects of atrazine on community level responses in Taub microcosms. In: Boyle TP (ed) Validation and predictability of laboratory methods for assessing the fate and effects of contaminants in aquatic ecosystems. ASTM Special technical Publication no. 865, Philadelphia, pp 75-90
- Stay FS, Katko A, Rohm CM, Fix MA, Larsen DP (1989) The effects of atrazine on microcosms developed from four natural plankton communities. *Arch Environ Contam Toxicol* 18: 866-875
- Stebbing ARD (1982) Hormesis: the stimulation of growth by low levels of inhibitors. *Sci Tot Environ* 22: 213-234
- Stephenson M, Mackie GL (1986) Effects of 2,4-D treatment on natural benthic macroinvertebrate communities in replicate artificial ponds. *Aquat Toxicol* 9: 243-251

- Stephenson RR, Kane DF (1984) Persistence and effects of chemicals in small enclosures in ponds. *Arch Environ Contam Toxicol* 13: 313-326
- Struve MR, Scott JH, Bayne DR (1991) Effects of fluridone and terbutryn on phytoplankton and water quality in isolated columns of water. *J Aquat Plant Manage* 29: 67-76
- Sugiura K (1992) A multispecies laboratory microcosm for screening ecotoxicological impacts of chemicals. *Environ Toxicol Chem* 11: 1217-1226
- Tamerus H (1996) De effecten van de herbiciden atrazine, metolachloor en diuron op de groei van fytoplankton. LWD-notitie 96-1, RIVM, Bilthoven
- Taraldsen JE, Norberg-King TJ (1990) New method for determining effluent toxicity using duckweed (*Lemna minor*). *Environ Toxicol Chem* 9: 761-767
- Teunissen-Ordelman HGK, van Noort PCM, van Steenwijk JM, Beek MA, Faasen R, Frintrop PCM (1997a) Fenylureumherbiciden. Watersysteemverkenningen 1996. Een analyse van de problematiek in aquatisch milieu. RIZA rapport 97.002, Lelystad
- Thompson DG, Holmes SB, Thomas D, MacDonald L, Solomon KR (1993a) Impact of hexazinone and metsulfuron methyl on the phytoplankton community of a mixed-wood/boreal forest lake. *Environ Toxicol Chem* 12: 1695-1707
- Thompson DG, Holmes SB, Wainio-Keizer K, MacDonald L, Solomon KR (1993) Impact of hexazinone and metsulfuron methyl on the zooplankton community of a boreal forest lake. *Environ Toxicol Chem* 12: 1709-1717
- Tomlin C (1994) The pesticide manual, incorporating the agrochemicals handbook. 10th ed. British Crop Protection Council, Farnham, UK
- Traunspurger W, Schäfer H, Remde A (1996) Comparative investigation on the effect of a herbicide in single species tests and aquatic microcosms. *Chemosphere* 33: 1129-1141
- Turbak S, Olson SB, Mcfeters GA (1986) Comparison of algal assay systems for detecting waterborne herbicides and metals. *Water Res* 20: 91-96
- USEPA (1994) Environmental effect branch onliner toxdata file (1991-1994). Environmental Protection Agency, Washington, DC (aangehaald uit Solomon *et al.*, 1996)
- Van den Brink PJ, Van Donk E, Gylstra R, Crum SJH, Brock TCM (1995) Effects of chronic low concentrations of the pesticides chlorpyrifos and atrazine in indoor freshwater microcosms. *Chemosphere* 31: 3181-3200
- Van den Brink PJ, Hartgers EM, Fettweis U, Crum SJH, Van Donk E, Brock TCM (1997) Sensitivity of macrophyte-dominated freshwater microcosms to chronic levels of the herbicide linuron. I. Primary producers. *Ecotoxicol Environ Saf* 38: 13-24
- Van Rijn JP, Van Straalen NM and Willems J (1995) Handboek bestrijdingsmiddelen. Gebruik en milieu-effecten. VU Uitgeverij, Amsterdam
- Van Wijngaarden RPA, Van den Brink PJ, Crum SJH, Oude Voshaar JH, Brock TCM and Leeuwangh P (1996) Effects of the insecticide Dursban[®] 4E (active ingredient chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: I. comparison of short-term toxicity between the laboratory and the field. *Environ Toxicol Chem* 15: 1133-1142
- Van Wijngaarden RPA, Van Geest G, Brock TCM (1998) Ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen in zoetwater ecosystemen. II. Insecticiden. Rapport SC-DLO/STOWA
- Véber K, Zahradnik J, Breyl I, Krédl F (1981) Toxic effect and accumulation of atrazine in algae. *Bull Environ Contam Toxicol* 27: 872-876

Versteeg DJ (1990) Comparison of short- and long-term toxicity test results for the green alga, *Selenastrum capricornutum*. In: Wang W, Gorsuch JW, Lower WR (eds.) Plants for toxicity assessment. ASTM STP 1091, American Society for Testing of Materials, Philadelphia

Wang W (1990) Literature review on duckweed toxicity testing. Environ Res 52: 7-22

Wang W (1991) Literature review on higher plants for toxicity testing. Water Air Soil Pollut 59: 381-400

Wejnar R, Hausdörfer R, Schmidt M, Weißenhorn F (1992) Untersuchungen über Photosynthese-Pigmente bei Lemnaceen. XIII. Vergleichende analyse der Bleichwirkung de Herbizide Amitrol, Diuron und Paraquat unter besonderer Berücksichtigung der NOEC. Angew Bot 66: 210-212

Wong PK, Chang L (1988) The effects of 2,4-D herbicide and organophosphorus herbicides on growth, photosynthesis, and chlorophyll-a synthesis of *Chlamydomonas reinhardtii* (mt +). Environ Pollut 55: 179-189

ECOLOGISCHE RISICO'S VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN IN
ZOETWATER ECOSYSTEMEN

I. HERBICIDEN

BIJLAGEN

STOWA-rapport 98.30

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1998
STOWA, Utrecht, 1998

BIJLAGE 1

 Stof: **atrazin**
 triazine

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings-duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	96	opp. onder curve	110	40	Geyer <i>et al.</i> 1985
	96	celproductie	21	-	Kirby en Sheahan 1994
	72	groeisnelheid	120	-	Tamerus 1996
	72	groei	72	22	Schäfer <i>et al.</i> 1994
<i>Scenedesmus parvus</i>	72	groeisnelheid	27	7	Tamerus 1996
<i>Selenastrum capricornutum</i>	120	?	120 ¹⁾	-	USEPA 1994
	96	?	130 ¹⁾	-	Hoberg 1991
	96	?	50	-	Versteeg 1990
	120	?	55 ¹⁾	15 ¹⁾	Hoberg 1993
	96	cel telling	4 ¹⁾	0,5 ¹⁾	Rodgers 1991
	120	groeisnelheid	218	70	Abou-Waly <i>et al.</i> 1991
	96	groei	235	75	Fairchild <i>et al.</i> 1997
	72	groeisnelheid	54	14	Tamerus 1996
	72	groeisnelheid	110	-	Källqvist en Romstad 1994
	?	?	59 ²⁾	-	Turbak <i>et al.</i> 1986
96	groei	147	-	Gaggi <i>et al.</i> 1995	
<i>Chlorella vulgaris</i>	144	groeisnelheid	421	132	Véber <i>et al.</i> 1981
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	120	groei	175	-	Gramlich en Frans 1964
	120	?	282 ¹⁾	-	USEPA 1994
	96	groei	60	-	Maule en Wright 1984
<i>Chlamydomonas geitleri</i>	72	groei	481	326	François en Robinson 1990
<i>Chlamydomonas reinhardi</i>	72	groei	350	120	Schäfer <i>et al.</i> 1994

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae).

Soort	blootstellings-duur (dagen)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Lemna gibba</i>	14	dichtheid	50 ¹⁾	8,3 ¹⁾	Hoberg 1993a
	14	biomassa	22 ¹⁾	8,3 ¹⁾	Hoberg 1993a
	7	toename dichtheid	180 ¹⁾	-	Hoberg 1991
	14	dichtheid	37 ¹⁾	-	Hoberg 1993b
	14	biomassa	45 ¹⁾	7,7 ¹⁾	Hoberg 1993b
	5	?	170 ¹⁾	-	USEPA 1994
<i>Lemna minor</i>	4	?	-	10 ¹⁾	Rodgers 1991
	20	nat gewicht	±150	-	Beaumont <i>et al.</i> 1976
	4	dichtheid	56	-	Kirby en Sheahan 1994
	4	nat gewicht	60	-	Kirby en Sheahan 1994
	4	chlorofyl	62	-	Kirby en Sheahan 1994
	4	dichtheid	153	75	Fairchild <i>et al.</i> 1997

 1) aangehaald uit Solomon *et al.* 1996

2) aangehaald uit Källqvist en Romstad 1986

BIJLAGE 1 (vervolg atrazin)

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	67	30
<i>Scenedesmus parvus</i>	27	7
<i>Selenastrum capricornutum</i>	75	14
<i>Chlorella vulgaris</i>	421	132
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	144	-
<i>Lemna spp.</i>	72	13,2

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
0,4	6,7	2,9

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 1a Studies met eenmalig en meermalige (cumulatieve) piekbelastingen en constante blootstelling uitgevoerd met **atrazin** in stagnante en gesloten stromende ecosystemen. UB norm is gebaseerd op *Scenedesmus subspicatus*: gg-EC₅₀ 67 µg/L.

Bestudeerde TU _{95a} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,007 [1]	0,5 eenmalig	12 d	lab. stagnante microcosms	<i>Geen effect</i> netto O ₂ -productie	-	Brockway <i>et al.</i> 1984 [1]	1
0,007 [2]	0,5 constant	10 wk	lab. doorstroom microcosms	<i>Geen effect</i> netto O ₂ -productie, nitraat	-	Brockway <i>et al.</i> 1984 [1]II	1
0,05 [3]	3,2 constant	3 wk	lab. doorstroom microcosms met kunstm. substr.	<i>Geen effect</i> DO, kalium, magnesium, calcium <i>Toename</i> aantal soorten, eiwitbiomassa en Chl-a Protozoa (licht, geen duidelijke dosis-effect relatie, door auteurs niet gebruikt voor berekening van LOEC's en NOEC's)	- >3 wk	Pratt <i>et al.</i> 1988 [2]	1
0,075 [4]	5 constant	8 wk	enclosures in een vijver	<i>Geen effect</i> DO, pH en geleidbaarheid <i>Toename</i> bloei van twee algensoorten (maar geen dosis-effect relatie) nauplii van Copepoda en eiproductie van <i>Daphnia</i> (licht, geen duidelijke dosis-effect relatie)	- 2-6 wk 5-6 wk	Jüttner <i>et al.</i> 1995 [3]	1
0,075 [5]	5 constant	6 wk	lab. doorstroom microcosms	<i>Geen effect</i> DO, pH, geleidbaarheid, alkaliniteit en soortensamenstelling fytoplankton, zoöplankton en macro-Invertebraten	-	Van den Brink <i>et al.</i> 1995 [4]	1
0,075 [6]	5 eenmalig	12 d	lab. stagnante microcosms	<i>Geen effect</i> netto O ₂ -productie	-	Brockway <i>et al.</i> 1984 [1]	1
0,075 [7]	5 eenmalig	10 wk	lab. doorstroom microcosms	<i>Geen effect</i> netto O ₂ -productie, nitraat	-	Brockway <i>et al.</i> 1984 [1]II	1
0,075 [8]	5 eenmalig	2 wk	hercircularerende kunstmatige stromen in lab.	<i>Geen effect</i> Chl-a van periphyton op kunstm. substraat, insecten in kooitjes, uitspoeling van macro-invertebraten <i>Toename</i> uitvliegende insecten (licht)	- 12 d	Guessner and Watzin 1996 [5]	2
0,15 [9]	10 constant	8 wk	enclosures in een vijver	<i>Geen effect</i> een algensoort <i>Afname</i> DO, geleidbaarheid (licht) <i>Toename</i> pH (licht) bloei van een algensoort (maar geen dosis-effect relatie) nauplii van Copepoda, rotiferen en eiproductie van <i>Daphnia</i> (licht, geen duidelijke dosis-effect relatie)	n.v.t 50 d > 63 d 25 d 18-39 d	Jüttner <i>et al.</i> 1995 [3]	2

Tabel 1a (vervolg 1 atrazijn)

Bestudeerde TU _{gas} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,15 [10]	10 constant	3 wk	lab. doorstroom microcosms met kunstm. substr	Geen effect DO, kalium, magnesium, calcium Toename aantal soorten, eiwitbiomassa en Chl-a Protozoa (licht, geen duidelijke dosis-effect relatie, door auteurs niet gebruikt voor berekening van LOEC's en NOEC's)	- >3 wk	Pratt et al. 1988 [2]	1
0,15 [11]	10 eenmalig	4 wk	lab. stagnante microcosms	Geen effect pH, geleidbaarheid, alkaliniteit (dag 30), microbiële activiteit in sediment, biomassa van een algensoort (dag 30), biomassa macrofyten (dag 30), overleving <i>Daphnia magna</i> Afname bruto primaire productie (licht)	- 7 d	Johnson 1986 [7]	2
0,15 [12]	10 constant	3 wk	herculerende kunstmatige stromen	Afname bruto primaire productie biolume perifyton op kunstmatig substraat	>21 d >21 d	Kosinski 1984 Kosinski en Merkle 1984 [8]	4
0,22 [13]	15 constant	107 d	kunstmatig doorstroom moeras	Geen effect Chl-a en biomassa van perifyton in bioassays, groei van twee waterplanten in bioassays, overleving <i>Daphnia magna</i> in bioassays, groei "fathead minnow" en kikkervisjes Afname DO, metabolisme van perifyton in bioassays Toename nutriënten	- ? ?	Detenbeck et al. 1996 [9]	4
0,30 [14]	20 meermalig	1 jr	experimentele vijvers	Geen effect isopoden en waterjuffers in bioassays, zoöplankton gemeenschap, biomassa van vier vissoorten na een jaar, slakken in bioassays Afname DO, pH ¹⁴ C-opname en biomassa fytoplankton bedekking door drijvende en ondergedoken waterplanten aantallen uitvliegende insecten biomassa kikkervisjes en aantal jongen van één vissoort Verandering soortensamenstelling fytoplankton (toename dinoflagellaten)	- 7d-<1m 7-20d >1jr ? >1jr >136d	DeNoyelles et al. 1982 Dewey 1986 Kettle et al. 1987 DeNoyelles et al. 1989 DeNoyelles et al. 1994 [10]	5
0,30 [15]	20 eenmalig	42 d	Lefler microcosms	Geen effect pH, primaire productie	-	Stay et al. 1989 [11]	1
0,36 [16]	24 constant	20 d	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect Fosfor-, silicium- en stikstofopname door perifyton Afname Chl-a en biomassa perifyton	- ?	Krieger et al. 1988 [12]	4

Tabel 1a (vervolg 2 atrazin)

Bestudeerde TU _{gsa}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,37 [casusnummer]	25 constant	8 wk	enclosures in een vijver	Geen effect Afname DO, geleidbaarheid (licht) Toename pH (licht) bloei van een algensoort (maar geen dosis-effect relatie) nauplii van Copepoda, rotiferen en eiproductie van <i>Daphnia</i> (licht, geen duidelijke dosis-effect relatie)	- 50->63d >63d 21d 18-42d	Jüttner et al. 1995 [3]	2
0,37 [17]	25 constant	107 d	kunstmatig doorstroom moeras	Geen effect Chl-a en biomassa van perifyton in bioassays, groei van twee waterplanten in bioassays, overleving <i>Daphnia magna</i> in bioassays, groei "athead minnow" en kikkervisjes Afname metabolisme van perifyton in bioassays Toename nutriënten	- ? ?	Detenbeck et al. 1996 [9]	4
0,48 [18]	32 constant	3 wk	lab. doorstroom microcosms met kunstm. substr	Geen effect kalium, eiwitbiomassa en Chl-a Protozoa Afname DO magnesium, calcium (licht) Toename aantal soorten Protozoa en (licht, geen duidelijke dosis-effect relatie, door auteurs niet gebruikt voor berekening van LOEC's en NOEC's)	- ? ? ?	Pratt et al. 1988 [2]	4
0,75 [19]	50 eenmalig	4 mo	experimentele vijvers	Geen effect totale biomassa waterplanten, zoöplankton, overleving en aanwas van een vissoort Afname bruto primaire productie en respiratie Chl-a en POC fytoplankton (licht) Verandering Chara sp. vervangt <i>Najas</i> sp.	- 2 wk 3m >4m	Fairchild et al. 1994 [13]	5
0,75 [20]	50 eenmalig	12 d	lab. stagnante microcosms	Afname netto O ₂ -productie (licht)	>12d	Brockway et al. 1984 [1]	2
0,75 [21]	50 constant	10 wk	lab. doorstroom microcosms	Afname netto O ₂ -productie Toename nitraat	1d 2d	Brockway et al. 1984 [1]	3
0,75 [22]	50 constant	10 wk	lab. doorstroom microcosms	Afname netto O ₂ -productie Toename nitraat	1d 2d	Brockway et al. 1984 [1]	3

Tabel 1a (vervolg 3 atrazin)

Bestudeerde TU _{gas}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
[casusnummer] 0,75	50 constant	107 d	kunstmatig doorstroom moeras	Geen effect Chl-a en biomassa van perifyton in bioassays, groei van twee waterplanten in bioassays, overleving <i>Daphnia magna</i> in bioassays, groei "fathead minnow" en kikkervisjes Alfame metabolisme van perifyton in bioassays Toename nutriënten	- ? ?	Detenbeck et al. 1996 [9]	4
[23] 0,90	60 eenmalig	60d	Taub microcosms	Alfame DO, ¹⁴ C-opname, netto primaire productie, respiratie ¹⁴ C-opname/Chl-a	20-27d 53d	Stay et al. 1985 [14]	3
1,1	75 constant	8 wk	enclosures in een vijver	Geen effect een algensoort, rotiferen Alfame DO geleidbaarheid (licht) nauplii van Copepoda Toename pH (licht) bloei van een algensoort (maar geen dosis-effect relatie) eiproductie van <i>Daphnia</i> (licht, geen duidelijke dosis-effect relatie)	- >63d 50d 53d >63d 46d 35d	Jüttner et al. 1995 [3]	5
[25] 1,1	75 constant	107 d	kunstmatig doorstroom moeras	Geen effect Chl-a en biomassa van perifyton in bioassays, groei van twee waterplanten in bioassays, overleving <i>Daphnia magna</i> in bioassays, groei "fathead minnow" en kikkervisjes Alfame metabolisme van perifyton in bioassays Toename nutriënten	- ? ?	Detenbeck et al. 1996 [9]	4
[26] 1,2	80 meermalig	60 d	enclosures in een groot meer	Alfame aantallen, biomassa en Chl-a van perifyton Verandering soortensamenstelling perifyton	49d 223d	Hamilton et al. 1987 [15]	5
[27] 1,5	100 meermalig	1 jr	experimentele vijvers	Geen effect isopoden en waterjuffers in bioassays, zoöplankton gemeenschap, biomassa van twee vissoorten na een jaar, slakken in bioassays Alfame DO, pH ¹⁴ C-opname en biomassa fytoplankton bedekking door staande en ondergedoken waterplanten aantallen uitvliegende insecten biomassa kikkervisjes en twee vissoorten	- ±1m 20d >1jr ? >1jr	DeNoyelles et al. 1982 Dewey 1986 Kettle et al. 1987 DeNoyelles et al. 1989 DeNoyelles et al. 1994 [10]	5
[28]							

Tabel 1a (vervolg 4 atrazin)

Bestudeerde TU _{gas}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
[casusnummer] 1,5	100 eenmalig	60 d	Taub microcosms	Afname DO, ¹⁴ C-opname, netto primaire productie, respiratie ¹⁴ C-opname/Chl-a	25-32d 53d	Stay et al. 1985 [14]	3
1,5	100 eenmalig	42 d	Lefier microcosms	Afname pH, primaire productie	>42d	Stay et al. 1989 [11]	4
1,5	100 constant	5 wk	doorstroom microcosms	Afname primaire productie aantal soorten, Chl-a en biomassa van perifyton Verandering soortensamenstelling perifyton	20d >20d	Hamala en Kollig 1985 [16]	4
[31]					>20d		
1,5	100 eenmalig	12 d	lab. stagnante microcosms	Afname netto O ₂ -productie	>7d	Brockway et al. 1984 [11]	4
1,5	100 constant	10 wk	lab. doorstroom microcosms	Afname netto O ₂ -productie Toename nitraat	1d 2d	Brockway et al. 1984 [11]	3
1,5	100 eenmalig	4 wk	lab. stagnante microcosms	Geen effect pH, geleidbaarheid, alkaliniteit (dag 30), microbiële activiteit in sediment, biomassa van een algensoort (dag 30), biomassa macrofyten (dag 30), overleving <i>Daphnia magna</i>	-	Johnson 1986 [7]	2
[34]							
1,5	100 eenmalig	1 wk	herculerende kunstmatige stromen	Afname bruto primaire productie (licht)	7 d	Moorhead en Kosinski 1986 [17]	3
1,5	100 eenmalig	3 wk	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect geleidbaarheid, alkaliniteit, oplosbaar rectief fosfor, respiratie soortensamenstelling perifyton (studie waarschijnlijk te kort)	-		
[35]							
1,5	100 eenmalig	3 wk	herculerende kunstmatige stromen	Afname bruto primaire productie	7d	Kosinski 1984 Kosinski en Merkle 1984 [8]	3
[36]							
1,6	110 constant	3 wk	lab. doorstroom microcosms met kunstm. substr	Geen effect kalium, calcium, aantal soorten, eiwitbiomassa en Chl-a Protozoa	-	Pratt et al. 1988 [2]	4
[37]					? ?		
2,0	134 constant	20 d	herculerende kunstmatige stromen	magnesium (licht) Geen effect siliciumopname door perifyton Afname fosfor- en stikstofopname door perifyton (licht) Chl-a en biomassa perifyton	- ? ?	Krieger et al. 1988 [12]	4
[38]							

Tabel 1a (vervolg 5 atrazin)

Bestudeerde TU _{95a} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
2,1 [39]	140 meermalig	60 d	enclosures in een groot meer	Geen effect aantallen, biomassa, Chl-a en ¹⁴ C-opname van perifyton Verandering soortensamenstelling perifyton	- >56d	Hamilton <i>et al.</i> 1987 [15]	5
2,3 [40]	155 meermalig	294 d	enclosures in een groot meer	Geen effect sulfaat, fosfor, silicium, chloride, magnesium, kalium, rotiferen Afname DOC, POC (licht) DO, ¹⁴ C-opname water ¹⁴ C-opname perifyton Chl-a en biomassa perifyton aantallen van één Cladocera, aantallen jong zoöplankton (licht) Toename ammonium (licht) nitraat, nitriet Verandering soortensamenstelling fytoplankton, soortensamenstelling perifyton	- 90d 67-90d 14d >294d 65->288d 90d >288d >294d	Herman <i>et al.</i> 1986 Hamilton <i>et al.</i> 1988 Hamilton <i>et al.</i> 1989 [18]	5
3,0 [41]	200 meermalig	1 jr	experimentele vijvers	Geen effect ¹⁴ C-opname fytoplankton, isopoden en waterjuffers in bioassays, zoöplankton gemeenschap, biomassa van twee vissoorten na een jaar, slakken in bioassays Afname DO, pH biomassa fytoplankton bedekking door staande en ondergedoken waterplanten aantallen uitvliegende insecten biomassa kikkervisjes en twee vissoorten	- ±1m 20d >1jr ? >1jr	DeNoyelles <i>et al.</i> 1982 Dewey 1986 Kettle <i>et al.</i> 1987 DeNoyelles <i>et al.</i> 1989 DeNoyelles <i>et al.</i> 1994 [10]	5
3,0 [42]	200 constant	8 wk	enclosures in een vijver	Geen effect rotiferen Afname DO geleidbaarheid (licht) algensoort (<i>Mallomonas sp.</i>) (licht) algensoort (<i>Cryptomonas sp.</i>) nauplii van Copepoda Toename pH (licht) eiproductie van <i>Daphnia</i> (licht, geen duidelijke dosis-effect relatie)	- >63d 50d 35d >56d 53d >63d 35d	Jüttner <i>et al.</i> 1995 [3]	5
3,0 [43]	200 eenmalig	60 d	Taub microcosms	Afname DO, ¹⁴ C-opname, netto primaire productie, respiratie, ¹⁴ C-opname/Chl-a	32-35d >53d	Stay <i>et al.</i> 1985 [14]	5
3,0 [44]	200 eenmalig	42 d	Lefler microcosms	Afname pH, primaire productie	>42d	Stay <i>et al.</i> 1989 [11]	4

Tabel 1a (vervolg 6 atrazin)

Bestudeerde TU _{gsa} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
5,0 [45]	337 constant	3 wk	lab. doorstroom microcosms met kunstm. substr	Afname DO, K ⁺ magnesium, calcium (licht) aantal soorten, eiwitbiomassa en Chl-a Protozoa	? ? ?	Pratt <i>et al.</i> 1988 [2]	4
5,4 [46]	360 constant	8 wk	enclosures in een vijver	Afname DO geleidbaarheid (licht) rotiferen (licht) algensoort (<i>Mallomonas sp.</i>) (licht) algensoort (<i>Cryptomonas sp.</i>) nauplii van Copepoda eiproductie van <i>Daphnia</i> (licht) Toename pH (licht)	>63d 50d 25d 35d >56d 53d 39d >63d	Jüttner <i>et al.</i> 1995 [3]	5
7,5 [47]	500 meermalig	1 jr	experimentele vijvers	Geen effect isopoden en waterjuffers in bioassays, biomassa van twee vissoorten na een jaar, slakken in bioassays Afname DO, pH ¹⁴ C-opname fytoplankton biomassa fytoplankton aantallen van een soort Copepoda bedekking door staande, drijvende en ondergedoken waterplanten aantallen uitvliegende insecten biomassa kikkervisjes en twee vissoorten en aantal jongen van één vissoort Verandering soortensamenstelling fytoplankton (en afname aale belangrijke soorten)	- ±1m 20-60d 20-60d ? >1jr ? >1jr >63d	DeNoyelles <i>et al.</i> 1982 Dewey 1986 Kettle <i>et al.</i> 1987 DeNoyelles <i>et al.</i> 1989 DeNoyelles <i>et al.</i> 1994 [10]	5
7,5 [48]	500 eenmalig	60 d	Taub microcosms	Afname DO, ¹⁴ C-opname, netto primaire productie, respiratie, ¹⁴ C-opname/Chl-a	>53d	Stay <i>et al.</i> 1985 [14]	5
7,5 [49]	500 eenmalig	42 d	Lefler microcosms	Afname pH, primaire productie	>42d	Stay <i>et al.</i> 1989 [11]	4
7,5 [50]	500 eenmalig	12 d	lab. stagnante microcosms	Afname netto O ₂ -productie	>12d	Brockway <i>et al.</i> 1984 [1]	4
15 [51]	1000 eenmalig	60 d	Taub microcosms	Afname DO, ¹⁴ C-opname, netto primaire productie, respiratie, ¹⁴ C-opname/Chl-a	>53d	Stay <i>et al.</i> 1985 [14]	5
15 [52]	1000 eenmalig	42 d	Lefler microcosms	Afname pH, primaire productie	>42d	Stay <i>et al.</i> 1989 [11]	4

Tabel 1a (vervolg 7 atrazin)

Bestudeerde TU _{95a} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
15 [53]	1000 eenmalig	4 wk	lab. stagnante microcosms	Geen effect microbiële activiteit in sediment, overleving <i>Daphnia magna</i> Alname pH, bruto primaire productie biomassa van een algensoort (dag 30), biomassa macrofyten (dag 30) Toename pH, alkaliniteit (dag 30)	- >28d >30d >28d	Johnson 1986 [7]	4
15 [54]	1000 eenmalig	1 wk	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect geleidbaarheid, alkaliniteit, oplosbaar rectief fosfor, respiratie soortensamenstelling perifyton (studie waarschijnlijk te kort) Alname pH, netto primaire productie	- 7d	Moorhead en Kosinski 1986 [17]	3
15 [55]	1000 eenmalig	3 wk	herculerende kunstmatige stromen	Alname bruto primaire productie biovolume perifyton op kunstmatig substraat	>21d 14d	Kosinski 1984 Kosinski en Merkle 1984 [8]	4
23 [56]	1560 meermalig	60 d	enclosures in een groot meer	Alname aantallen, biomassa, Chl-a en ¹⁴ C-opname van perifyton Verandering soortensamenstelling perifyton	21-35d >56d	Hamilton et al. 1987 [15]	5
75 [57]	5000 eenmalig	60 d	Taub microcosms	Alname DO, ¹⁴ C-opname, netto primaire productie, respiratie, ¹⁴ C-opname/Chl-a	>53d	Stay et al. 1985 [14]	5
75 [58]	5000 eenmalig	42 d	Lefler microcosms	Alname pH, primaire productie	>42d	Stay et al. 1989 [11]	4
75 [59]	5000 eenmalig	12 d	lab. stagnante microcosms	Alname netto O ₂ -productie	>12d	Brockway et al. 1984 [1]	4
149 [60]	10000 eenmalig	1 wk	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect geleidbaarheid, alkaliniteit, oplosbaar rectief fosfor, respiratie soortensamenstelling perifyton (studie waarschijnlijk te kort) Alname pH, netto primaire productie	- >7d	Moorhead en Kosinski 1986 [17]	4
149 [61]	10000 eenmalig	3 wk	herculerende kunstmatige stromen	Alname bruto primaire productie biovolume perifyton op kunstmatig substraat	>21d >21d	Kosinski 1984 Kosinski en Merkle 1984 [8]	4

Tabel 1b Meermalige piekbelastingen met **atrazin** in een open stromend ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Scenedesmus subspicatus*: gg-EC₅₀ 67 µg/L. De blootstelling is twee maal 24 uur met een tussenpoos van 14 dagen. Observatieduur betreft de periode na iedere behandeling.

Bestudeerde TU _{gsa} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,03 [1]	2	14 d	beek	<i>Geen effect</i> asvrij drooggewicht perifyton celdichtheid algen	- -	Jurgensen en Hoagland 1990 [19]	1
0,48 [2]	30	14 d	beek	<i>Geen effect</i> asvrij drooggewicht perifyton celdichtheid algen	- -	Jurgensen en Hoagland 1990 [19]	1
1,5 [3]	100	14 d	beek	<i>Geen effect</i> asvrij drooggewicht perifyton celdichtheid algen	- -	Jurgensen en Hoagland 1990 [19]	1

BIJLAGE 2

Stof: **simazin**
triazine

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings-duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Selenastrum capricornutum</i>	72	groeisnelheid	350	-	Källqvist en Romstad 1994
	96	groei	1 240	600	Fairchild <i>et al.</i> 1997
	96	?	100	-	Versteeg 1990
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	110	groei	-	52 ¹⁾	Foy en Hiranpradit 1977
<i>Chlamydomonas geitleri</i>	72	groeisnelheid	863	-	François en Robinson 1990
	72	groei	1 109	-	François en Robinson 1990

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae).

Soort	blootstellings-duur (dagen)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Lemna minor</i>	4	dichtheid	166	75	Fairchild <i>et al.</i> 1997

1) aangehaald uit Crommentuijn *et al.* 1997

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	351	600
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	-	52
<i>Chlamydomonas geitleri</i>	878	-
<i>Lemna spp.</i>	166	75

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
10	35,1	0,14

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
 liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
 MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 2 Eenmalige piekbelastingen met simazine in stagnante ecosystemen. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 351 µg/L.

Bestudeerde TU _{95a}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,28	100	6 wk	enclosures in een moeras	Geen effect nitraat, silicium Chl-a en biovolume perifyton ¹⁴ C-opname perifyton Afname DO Verandering soortensamenstelling perifyton (licht)	- - - <1 wk ±2 wk	Goldsborough en Robinson 1983 Goldsborough en Robinson 1986 [21]	3
[1]							
0,28	100	24 d	enclosures in een moeras	Geen effect DO silicium Toename ammonium (licht) fostor (licht)	- - ? ?	Goldsborough en Robinson 1985 [22]	2
[2]							
0,28	100	21 d	flessen met natuurlijk water in een vijver	Geen effect DO, pH, nitraat, ammonium cel dichtheid en soortensamenstelling fytoplankton onvolwassen Copepoda aantallen en soortensamenstelling rotiferen aantallen bacteriën	- - - - -	Jenkins en Buikema 1990 [24]	1
[3]							
1,4	500	21 d	flessen met natuurlijk water in een vijver	Geen effect nitraat onvolwassen Copepoda aantallen bacteriën Afname DO, pH cel dichtheid fytoplankton Toename ammonium aantallen en soortensamenstelling rotiferen Verandering soortensamenstelling fytoplankton en rotiferen	- - - ? ? ? ? ?	Jenkins en Buikema 1990 [24]	4
[4]							
2,8	1000	6 wk	enclosures in een moeras	Afname Chl-a en biovolume perifyton ¹⁴ C-opname perifyton DO Toename nitraat en silicium Verandering soortensamenstelling perifyton	>3 wk >3 wk <1 wk <1 wk >3 wk	Goldsborough en Robinson 1983 Goldsborough en Robinson 1986 [21]	4
[5]							

Tabel 2 (vervolg simazin)

Bestudeerde TU _{gsa} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
2,8 [6]	1000	24 d	enclosures in een moeras	<i>Afname</i> DO <i>Toename</i> silicium (licht) ammonium fosfor (licht)	n.b n.b ? ?	Goldsborough en Robinson 1985 [22]	4
2,8 [7]	1000	21 d	flessen met natuurlijk water in een vijver	<i>Geen effect</i> onvolwassen Copepoda aantallen bacteriën <i>Afname</i> DO, pH, nitraat celdichtheid fytoplankton <i>Toename</i> ammonium aantallen en soortensamenstelling rotiferen <i>Verandering</i> soortensamenstelling fytoplankton en rotiferen	- - ? ? ? ? ?	Jenkins en Buikema 1990 [24]	4
5,7 [8]	2000	86 d	enclosures in een moeras	<i>Geen effect</i> silicium celdichtheid perifyton <i>Afname</i> DO, ¹⁴ C-opname perifyton Chl-a (licht) biovolume perifyton, ¹⁴ C-opname bentische algen <i>Toename</i> ammonium en fosfor <i>Verandering</i> soortensamenstelling perifyton	- - 14 d 14 d >80 d 14 d >80 d	Gurney en Robinson 1989 [23]	5
14 [9]	5000	6 wk	enclosures in een moeras	<i>Afname</i> Chl-a en biovolume perifyton ¹⁴ C-opname perifyton DO <i>Toename</i> nitraat en silicium <i>Verandering</i> soortensamenstelling perifyton	>3 wk >3 wk <1 wk <1 wk >3 wk	Goldsborough en Robinson 1983 Goldsborough en Robinson 1986 [21]	4
14 [10]	5000	24 d	enclosures in een moeras	<i>Afname</i> DO <i>Toename</i> silicium (licht) ammonium fosfor	n.b n.b ? ?	Goldsborough en Robinson 1985 [22]	4

BIJLAGE 3

Stof: **terbutryn**
triazine herbicide

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings- duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Selenastrum capricornutum</i>	96	groei	2,7	-	Gaggi <i>et al.</i> 1995
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	48	groei	6	-	Lefebvre-Drouet en Calvet 1978
<i>Chlamydomonas geitleri</i>	72 72	groeisnelheid groei	4,8 7,2	- -	François en Robinson 1990 François en Robinson 1990

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae): **geen**.

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	2,7	-
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	6	-
<i>Chlamydomonas geitleri</i>	5,9	-

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
0,27	0,27	-

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 3a Enkelvoudige piekbelastingen met **terbutryn** in stagnante ecosystemen. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 2,7 µg/L.

Bestudeerde TU _{gas}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
[casusnummer] 2,2	6	2 m	enclosures in een visvijver	Geen effect turbiditeit, ammonia, nitriet, COD aantallen en soortensamenstelling fytoplankton Alname DO (licht) Chl-a	- -	Struve <i>et al.</i> 1991 [25]	3
3,7 [1]	10	6 wk	enclosures in een moeras	Alname Chl-a en biovolume perifyton ¹⁴ C-opname perifyton DO Toename nitraat en silicium Verandering soortensamenstelling perifyton	>3 wk 3 wk <1 wk <1 wk >3 wk	Goldsborough en Robinson 1983 Goldsborough en Robinson 1986 [21]	4
3,7 [2]	10	86 d	enclosures in een moeras	Geen effect silicium celdichtheid perifyton Alname DO, ¹⁴ C-opname perifyton Chl-a (licht) biovolume perifyton, ¹⁴ C-opname benthische algen Toename ammonium en fosfor Verandering soortensamenstelling perifyton	- - 21 d 21 d >80 d 21 d >80 d	Gurney en Robinson 1989 [23]	5
4,4 [3]	12	2 m	enclosures in een visvijver	Geen effect ammonia, nitriet, COD aantallen fytoplankton Alname DO turbiditeit Chl-a Verandering soortensamenstelling fytoplankton	- - 8 wk ? 6 wk ?	Struve <i>et al.</i> 1991 [25]	4
[4]							

Tabel 3a (vervolg terbutryn)

Bestudeerde TU _{gas}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
[casusnummer] 8,9	24	2 m	enclosures in een visvijver	Geen effect ammonia, nitriet, COD aantallen fytoplankton Afname DO turbiditeit Chl-a Verandering soortensamenstelling fytoplankton	- - 8 wk ? 6 wk ?	Struve <i>et al.</i> 1991 [25]	4
37	100	6 wk	enclosures in een moeras	Afname Chl-a en biovolume perifyton ¹⁴ C-opname perifyton DO Toename nitraat en silicium Verandering soortensamenstelling perifyton	>3 wk >3 wk <1 wk <1 wk >3 wk	Goldsborough en Robinson 1983 Goldborough en Robinson 1986 [21]	4
370	1000	6 wk	enclosures in een moeras	Afname Chl-a en biovolume perifyton ¹⁴ C-opname perifyton DO Toename nitraat en silicium Verandering soortensamenstelling perifyton	>3 wk >3 wk <1 wk <1 wk >3 wk	Goldsborough en Robinson 1983 Goldborough en Robinson 1986 [21]	4
[7]							

Tabel 3b Enkelvoudige piekbelastingen met **terbutryn** in een open stromend ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 2,7 µg/L. De blootstelling is 24 uur.

Bestudeerde TU _{gas} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
1,9 [1]	5	21 d	doorstroom systeem met waterplanten	Geen effect perityton op <i>Elodea</i> overleving <i>Elodea canadensis</i>	-	Paterson en Wright 1987 [38]	1
3,7 [2]	10	21 d	doorstroom systeem met waterplanten	Geen effect perityton op <i>Elodea</i> overleving <i>Elodea canadensis</i>	-	Paterson en Wright 1987 [38]	1
19 [3]	50	21 d	doorstroom systeem met waterplanten	Geen effect perityton op <i>Elodea</i> overleving <i>Elodea canadensis</i>	-	Paterson en Wright 1987 [38]	1

BIJLAGE 4

Stof: **hexazinon**
triazinon

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings- duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Selenastrum capricornutum</i>	96 120	groei groeisnelheid	24,5 85	- -	St. Laurent <i>et al.</i> 1992 Abou-Waly <i>et al.</i> 1991

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae): **geen**.

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	46	-

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
2,5	4,6	-

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 4a Enkelvoudige piekbelastingen met **hexazinon** in een stagnant ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 46 µg/L.

Bestudeerde TU _{gsa} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,22 [1]	10	77 d	enclosures in een meer	<i>Geen effect</i> aantallen zooplankton <i>Afname</i> DO (licht) biomassa fytoplankton (licht)	- 42 d 14 d	Thompson <i>et al.</i> 1993a Thompson <i>et al.</i> 1993b [28]	2
2,2 [2]	100	77 d	enclosures in een meer	<i>Afname</i> DO biomassa fytoplankton aantallen zooplankton	49 d >77 d <77 d	Thompson <i>et al.</i> 1993a Thompson <i>et al.</i> 1993b [28]	5
22 [3]	1000	77 d	enclosures in een meer	<i>Afname</i> DO biomassa fytoplankton aantallen zooplankton	49 d >77 d >77 d	Thompson <i>et al.</i> 1993a Thompson <i>et al.</i> 1993b [28]	5
217 [4]	10000	77 d	enclosures in een meer	<i>Afname</i> DO biomassa fytoplankton aantallen zooplankton	>49 d >77 d >77 d	Thompson <i>et al.</i> 1993a Thompson <i>et al.</i> 1993b [28]	5

Tabel 4b Enkelvoudige piekbelasting met hexazininon in een open stromend ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 46 µg/L. De blootstelling was 12 of 1 uur.

Bestudeerde TU _{gta} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
59 [1]	2700	3 d	lab. doorstroom systeem	Geen effect Chl-a perifyton <i>Afnam</i> zuurstof-productie perifyton (licht)	- 3 h	Kreutzweiser <i>et al.</i> 1995 [26]	2
59 [2]	2700	14 d	kunstm. stromen buiten	Geen effect Chl-a perifyton drift en dichtheid macro-evertebraten	- -	Kreutzweiser <i>et al.</i> 1995 [26]	1
200 [3]	9200	48 h	open kunstm. stromen	Geen effect drift van (enkele) bentische insecten-larven overleving van (enkele) bentische insecten-larven	- -	Kreutzweiser <i>et al.</i> 1992 [27]	1
1783 [4]	82000	48 h	open kunstm. stromen	Geen effect overleving van (enkele) bentische insecten-larven <i>Toename</i> drift van (enkele) bentische insecten-larven	? ?	Kreutzweiser <i>et al.</i> 1992 [27]	4

BIJLAGE 5

Stof: **linuron**
ureum

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings-duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	?	?	16 ¹⁾	5,6 ¹⁾	IRC 1997
<i>Scenedesmus acutus</i>	72	groei	6	1,2	Snel <i>et al.</i> in druk
<i>Selenastrum capricornutum</i>	?	?	70 ¹⁾	-	IRC 1997
<i>Chlorella vulgaris</i>	72-148	groeisnelheid	50	-	Stephenson en Kane 1984
<i>Chlorella sp.</i>	96	groei	100 ²⁾	50	Knauf en Schultze 1972
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	?	?	4,9 ¹⁾	2,5 ¹⁾	IRC 1997

1) uit Crommentuijn *et al.* 1997

2) geometrisch gemiddelde van NOEC en LOEC

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae).

Soort	blootstellings-duur (dagen)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Lemna minor</i>	5	groeisnelheid	70	-	Stephenson en Kane 1984
	21	groei	10	-	Van den Brink, pers. comm.

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	16	5,6
<i>Scenedesmus acutus</i>	6	1,2
<i>Selenastrum capricornutum</i>	70	-
<i>Chlorella spp.</i>	71	50
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	4,9	2,5
<i>Lemna spp.</i>	26	-

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
1,6	1,6	0,25

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
 liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
 MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 5 (vervolg linuron)

Bestudeerde TU _{95a}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
[3,1 3,1 [casusnummer]	50 constant	5 wk	lab. stagnante microcosms	<p><i>Geen effect</i> kalium, calcium, nitraat, natrium, ammonium, fosfaat Chl-a fytoplankton aantallen Copepoda aantallen arthropoden en mollusken afbraak organische stof <i>Afname</i> DO, pH groei en eindgewicht <i>Elodea</i> in bioassays aantallen rotiferen, Ostracoda <i>Toename</i> conductiviteit, alkaliniteit Chl-a perifyton aantallen Cladocera <i>Verandering</i> soortensamenstelling fytoplankton soortensamenstelling perifyton</p>	- - - - >5 wk >5 wk >5 wk >5 wk ? 5 wk ? >5 wk	Van den Brink <i>et al.</i> 1997 Cuppen <i>et al.</i> 1997 [30]	4
[4] 9,4	150 constant	5 wk	lab. stagnante microcosms	<p><i>Geen effect</i> natrium, ammonium, fosfaat afbraak organische stof <i>Afname</i> DO, pH groei en eindgewicht <i>Elodea</i> in bioassays aantallen rotiferen, Ostracoda aantallen arthropoden en mollusken <i>Toename</i> conductiviteit, alkaliniteit, kalium, calcium, nitraat Chl-a fytoplankton Chl-a perifyton aantallen Cladocera en Copepoda <i>Verandering</i> soortensamenstelling fytoplankton soortensamenstelling perifyton</p>	- - >5 wk >5 wk >5 wk >5 wk >5 wk <5 wk ? 5 wk >5 wk >5 wk	Van den Brink <i>et al.</i> 1997 Cuppen <i>et al.</i> 1997 [30]	4
[5] 63	1000 eenmalig	42 d	enclosures in een vijver	<p><i>Geen effect</i> Chl-a fytoplankton aantallen mollusken en oligochaeten <i>Afname</i> DO, pH hoeveelheid macrofyten aantallen Cladocera en Copepoda aantallen arthropoden <i>Toename</i> Alkaliniteit</p>	- - >42 d >28 d >42 d >49 d >42 d	Stephenson en Kane 1984 [29]	4
[6]							

BIJLAGE 6

Stof: **isoproturon**
ureum

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings- duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	96	groei	21	-	Kirby en Sheahan 1994
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	48	groei	40	-	Lefebvre-Drouet en Calvet 1978
<i>Chlamydomonas reinhardi</i>	72	?	40	-	Traunspurger <i>et al.</i> 1996

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae).

Soort	blootstellings- duur (dagen)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Lemna minor</i>	10	groei	33	-	Kirby en Sheahan 1994

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	21	-
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	40	-
<i>Chlamydomonas reinhardi</i>	40	-
<i>Lemna spp.</i>	33	-

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
2,1	2,1	0,32

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 6 Studies met eenmalige piekbelastingen en constante blootstelling uitgevoerd met **isoprotruron** in stagnante ecosystemen. UB norm is gebaseerd op *Scenedesmus subspicatus*: gg-EC₅₀ 21 µg/L.

Bestudeerde TU _{gas} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,10 [1]	2 eenmalig	3 wk	lab. stagnante microcosms	Geen effect biomassa <i>Elodea densa</i> biomassa <i>Ludwigia natans</i> Afname DO (licht)	- -	Feurtet-Mazel <i>et al.</i> 1996 [31]	2
0,29 [2]	6 eenmalig	71 d	lab. stagnante microcosms	Afname dichtheid en soortensamenstelling Bacillariophyta binnen het perifyton	71 d	Pérès <i>et al.</i> 1996 [32]	3
0,38 [3]	8 constant via sediment	71 d	lab. stagnante microcosms	Afname dichtheid en soortensamenstelling Bacillariophyta binnen het perifyton	71 d	Pérès <i>et al.</i> 1996 [32]	3
0,43 [4]	9 eenmalig	3 wk	lab. stagnante microcosms	Geen effect biomassa <i>Ludwigia natans</i> Afname DO biomassa <i>Elodea densa</i>	- >21 d >21 d	Feurtet-Mazel <i>et al.</i> 1996 [31]	4
0,48 [5]	10 eenmalig	56 d	lab. stagnante microcosms	Geen effect koolioxide- en methaanproductie sediment dichtheid en soortensamenstelling fytoplankton aantallen en soortensamenstelling zooplankton aantallen nematoden, Phyllopora aantallen slakken en <i>Puntius</i> (vis) in kooitjes	- - - -	Traunspurger <i>et al.</i> 1996 [42]	1
1,0 [6]	21 constant via sediment	71 d	lab. stagnante microcosms	Afname dichtheid en soortensamenstelling Bacillariophyta binnen het perifyton	>71 d	Pérès <i>et al.</i> 1996 [31]	5
1,4 [7]	30 eenmalig	56 d	lab. stagnante microcosms	Geen effect koolioxide- en methaanproductie sediment dichtheid en soortensamenstelling fytoplankton aantallen en soortensamenstelling zooplankton aantallen nematoden, Phyllopora aantallen slakken en <i>Puntius</i> (vis) in kooitjes	- - - -	Traunspurger <i>et al.</i> 1996 [42]	1
1,5 [8]	31 eenmalig	3 wk	lab. stagnante microcosms	Geen effect biomassa <i>Ludwigia natans</i> Afname DO biomassa <i>Elodea densa</i>	- >21 d >21 d	Feurtet-Mazel <i>et al.</i> 1996 [31]	4
1,7 [9]	35 constant via sediment	71 d	lab. stagnante microcosms	Afname dichtheid en soortensamenstelling Bacillariophyta binnen het perifyton	>71 d	Pérès <i>et al.</i> 1996 [32]	5

Tabel 6 (vervolg isoproturon)

Bestudeerde TU _{95a} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herste	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
3,0 [10]	62	3 wk	lab. stagnante microcosms	Geen effect biomassa <i>Ludwigia natans</i> Afname DO biomassa <i>Elodea densa</i>	- >9 d >21 d	Feurtet-Mazel <i>et al.</i> 1996 [31]	4
4,3 [11]	90	56 d	lab. stagnante microcosms	Geen effect dichtheid en soortensamenstelling fytoplankton aantallen en soortensamenstelling zoöplankton aantallen nematoden, Phyllopora aantallen slakken en <i>Puntius</i> (vis) in kooitjes Afname kooldioxide- en methaanproductie sediment	- - - - >56 d	Traunspurger <i>et al.</i> 1996 [42]	5
4,8 [12]	100	3 wk	lab. stagnante microcosms	Geen effect biomassa <i>Ludwigia natans</i> Afname DO biomassa <i>Elodea densa</i>	- >21 d >21 d	Feurtet-Mazel <i>et al.</i> 1996 [31]	4
6,0 [13]	125	3 wk	lab. stagnante microcosms	Afname DO biomassa <i>Ludwigia natans</i> biomassa <i>Elodea densa</i>	>21 d >21 d >21 d	Feurtet-Mazel <i>et al.</i> 1996 [31]	4
12 [14]	250	3 wk	lab. stagnante microcosms	Afname DO biomassa <i>Ludwigia natans</i> biomassa <i>Elodea densa</i>	>21 d >21 d >21 d	Feurtet-Mazel <i>et al.</i> 1996 [31]	4
24 [15]	500	3 wk	lab. stagnante microcosms	Afname DO biomassa <i>Ludwigia natans</i> biomassa <i>Elodea densa</i>	>21 d >21 d >21 d	Feurtet-Mazel <i>et al.</i> 1996 [31]	4
48 [16]	1000	3 wk	lab. stagnante microcosms	Afname DO biomassa <i>Ludwigia natans</i> biomassa <i>Elodea densa</i>	>21 d >21 d >21 d	Feurtet-Mazel <i>et al.</i> 1996 [31]	4

BIJLAGE 7

Stof: **diuron**
ureum

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings-duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	72	groei	72	10	Schäfer <i>et al.</i> 1994
	72	groeisnelheid	36	5	Tamerus 1996
<i>Scenedesmus parvus</i>	72	groeisnelheid	27	7	Tamerus 1996
<i>Selenastrum capricornutum</i>	72	groeisnelheid	15	3	Tamerus 1996
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	72	groei	-	2,3 ¹⁾	Davis <i>et al.</i> 1976
	96	groei	25	-	Maule en Wright 1984

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae).

Soort	blootstellings-duur (dagen)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Lemna major</i>	7	aantal	41	2,3 ¹⁾	Liu en Cendeño-Maldonado 1974
<i>Lemna gibba</i>	14	biomassa	±23	-	Wejnar <i>et al.</i> 1992
<i>Lemna perpusila</i>	7	aantal	15	2,3 ¹⁾	Liu en Cendeño-Maldonado 1974

1) afgeleid uit gegevens

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	51	7
<i>Scenedesmus parvus</i>	27	7
<i>Selenastrum capricornutum</i>	15	3
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	25	2,3
<i>Lemna spp.</i>	24	2,3

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
1,5	1,5	0,43

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 7 Enkelvoudige piekbelastingen met diuron in een stagnerend ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 15 µg/L.

Bestudeerde TU _{gsa} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,02 [1]	0,29	42 d	lab. stagnerende microcosms	Geen effect DO	-	Flum en Shannon 1987 [20]	1
0,19 [2]	2,9	42 d	lab. stagnerende microcosms	Geen effect DO	-	Flum en Shannon 1987 [20]	1
1,9 [3]	28,5	42 d	lab. stagnerende microcosms	Afname DO	?	Flum en Shannon 1987 [20]	4
19 [4]	285	42 d	lab. stagnerende microcosms	Afname DO	?	Flum en Shannon 1987 [20]	4
190 [5]	2850	42 d	lab. stagnerende microcosms	Afname DO	>42 d	Flum en Shannon 1987 [20]	4

BIJLAGE 8

Stof: **2,4-D**
fenoxyazijnzuur

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings- duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Selenastrum capricornutum</i>	96	groei	25 900	-	St. Laurent <i>et al.</i> 1992
		groei	41 772	25 000	Fairchild <i>et al.</i> 1997
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	120	groei	28 288	-	Gramlich en Frans 1964
<i>Chlamydomonas reinhardi</i>	192	groeisnelheid	36 286	-	Wong en Chang 1988

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae).

Soort	blootstellings- duur (dagen)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Lemna minor</i>	4	dichtheid	>100 000	-	Fairchild <i>et al.</i> 1997
	4	dichtheid	200 000 ¹⁾	-	Taraldsen en Norberg-King 1990

1) 0,5x de ChV (geom. gemiddelde van NOEC en LOEC)

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	32 892	-
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	28 288	-
<i>Chlamydomonas reinhardi</i>	36 286	-
<i>Lemna spp.</i>	200 000	-

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
2 590	3 289	10

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
MTR voor zoetwater uit Crommentuyn *et al.* 1997

Tabel 8 Enkelvoudige piekbelastingen met 2,4-D in stagnante ecosystemen. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 32 892 µg/L.

Bestudeerde TU _{95%}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,0003 [casusnummer]	10	60 d	enclosures in een vijver	Geen effect overleving <i>Potamogeton pectinatus</i> en <i>Myriophyllum sibiricum</i> gewicht <i>Myriophyllum sibiricum</i> Toename	- -	Forsyth et al. 1997 [34]	1
0,003 [1]	100	60 d	enclosures in een vijver	Geen effect overleving <i>Potamogeton pectinatus</i> Afname gewicht <i>Potamogeton pectinatus</i> en <i>Myriophyllum sibiricum</i> overleving <i>Myriophyllum sibiricum</i>	- - >60 d	Forsyth et al. 1997 [34]	5
0,015 [2]	500	16 wk	experimentele vijvers	Geen effect conductiviteit, turbiditeit, redox potential, alkaliniteit, pH stikstof, fosfor bruto primaire productie Chl-a fytoplankton abundantie <i>Najas sp.</i> aantallen zooplankton as-vrij drooggewicht benthische macro-invertebraten afmetingen en gewicht "bluegills" Afname abundantie <i>Sagittaria montivivensis</i> Toename bedekking ondergedoken waterplanten	- - - - - - - - ?	Boyle 1980 [33]	4
0,030 [3]	1000	16 wk	experimentele vijvers	Geen effect conductiviteit, turbiditeit, redox potential, pH stikstof, fosfor bruto primaire productie Chl-a fytoplankton abundantie <i>Najas sp.</i> bedekking ondergedoken waterplanten aantallen zooplankton as-vrij drooggewicht benthische macro-invertebraten Afname abundantie <i>Sagittaria montivivensis</i> Toename alkaliniteit afmetingen "bluegills" (licht) gewicht "bluegills"	- - - - - - - ?	Boyle 1980 [33]	4
0,030 [4]					>16 wk >16 wk		

Tabel 8 (vervolg 1 2,4-D)

Bestudeerde TU _{gas}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
[casusnummer] 0,030	1000	338 d	experimentele vijvers	Geen effect turbiditeit, DO, alkaliniteit, POC ammonia, stikstof, fosfor, silicium Afname koolstof-opname <i>Myriophyllum</i> stengels dichtheid <i>Elodea</i> , <i>Potamogeton</i> , <i>Typha</i> , <i>Myriophyllum</i> diversiteit macro-invertebraten Toename DOC, nitraat dichtheid <i>Chara</i> Verandering soortensamenstelling micro-organismen	- - >20 d >57 d >338 d ? ? 114 d	Scott <i>et al.</i> 1981 Stephenson en Mackie 1986 Sherry 1994 [44]	5
[5] 0,061	2000	8 d	meer, veld	Geen effect pH, alkaliniteit Chl-a fytoplankton Afname DO (licht) bruto primaire productie en respiratie, dichtheid macrofyten Toename nitraat, fosfor dichtheid en biovolume fytoplankton	- - 5 d >7 d >8 d ?	Kobrijae en White 1996 [35]	4
[6] 0,061	2000	8 d	flessen met water uit meer	Geen effect DO, pH, alkaliniteit nitraat, fosfor respiratie Chl-a fytoplankton dichtheid en biovolume fytoplankton Toename bruto primaire productie	- - - - ?	Kobrijae en White 1996 [35]	1
[7] 0,30	10000	8 d	flessen met water uit meer	Geen effect DO, pH, alkaliniteit nitraat, fosfor bruto primaire productie en respiratie Chl-a fytoplankton dichtheid en biovolume fytoplankton	- - - - -	Kobrijae en White 1996 [35]	1
[8] 1,2	40000	8 d	flessen met water uit meer	Geen effect pH, alkaliniteit nitraat, fosfor bruto primaire productie en respiratie Chl-a fytoplankton dichtheid en biovolume fytoplankton Afname DO (licht)	- - - - - - ?	Kobrijae en White 1996 [35]	2
[9]							

Tabel 8 (vervolg 2.2.4-D)

Bestudeerde TU _{gaa} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
3,0 [10]	100000	8 d	flessen met water uit meer	Geen effect alkaliniteit nitraat, fosfor respiratie Afname DO, pH bruto primaire productie Chl-a fytoplankton dichtheid en biovolume fytoplankton	- - - - >8 d >8 d >8 d	Kobriac en White 1996 [35]	4
30 [11]	1000000	8 d	flessen met water uit meer	Geen effect alkaliniteit nitraat, fosfor Afname DO, pH bruto primaire productie en respiratie Chl-a fytoplankton dichtheid en biovolume fytoplankton	- - >8 d >7 d >8 d >8 d	Kobriac en White 1996 [35]	4

BIJLAGE 9

Stof: **2,4,5-T**
fenoxyazijnzuur

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) algen (Chlorophyta en Cyanophyta).

Soort	blootstellings- duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	192	groei	-	>220 000	Bringman en Kühn 1978
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Cyanophyta)	192	groei	-	52 000	Bringman en Kühn 1978

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae): **geen**.

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	-	>220 000
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Cyanophyta)	-	52 000

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
-	-	9

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 9 Enkelvoudige piekbelastingen met 2,4,5-T in een stagnant ecosysteem. Geen toxiciteitsgegevens over algen gevonden.

Bestudeerde TU _{ges}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
-	100	25 d	lab. stagnante microcosms	Geen effect Primaire productie en respiratie dichtheid fytoplankton dichtheid rotiferen dichtheid oligochaeten dichtheid micro-organismen	- - - -	Sugiura 1992 [46]	1
[1]	1000	25 d	lab. stagnante microcosms	Geen effect Primaire productie en respiratie dichtheid fytoplankton dichtheid rotiferen dichtheid oligochaeten dichtheid micro-organismen	- - - -	Sugiura 1992 [46]	1
[2]	10000	25 d	lab. stagnante microcosms	Geen effect Primaire productie en respiratie dichtheid fytoplankton dichtheid rotiferen dichtheid oligochaeten dichtheid micro-organismen	- - - -	Sugiura 1992 [46]	1
[3]	100000	25 d	lab. stagnante microcosms	Geen effect Respiratie dichtheid fytoplankton (Scenedesmus en Schizotrix) dichtheid rotiferen dichtheid oligochaeten Alfame primaire productie Chlorella dichtheid micro-organismen (daarna toename)	- - - - 14 d 21 d >25 d	Sugiura 1992 [46]	4
[4]							

BIJLAGE 10Stof: **picloram**
pyridine

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings- duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Selenastrum capricornutum</i>	96	groei	21 700	-	St. Laurent <i>et al.</i> 1992

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae): **geen**.

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	21 700	-

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
2 170	2 170	-

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 10 Enkelvoudige piekbelastingen met **picloram** in een stagnant ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 21 700 µg/L.

Bestudeerde TU _{gva} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,00046 [1]	10	60 d	enclosures in een vijver	<i>Geen effect</i> overleving en gewicht <i>Potamogeton pectinatus</i> overleving en gewicht <i>Myriophyllum sibiricum</i>	- -	Forsyth <i>et al.</i> 1997 [34]	1
0,0046 [2]	100	60 d	enclosures in een vijver	<i>Geen effect</i> overleving en gewicht <i>Potamogeton pectinatus</i> overleving en gewicht <i>Myriophyllum sibiricum</i>	- -	Forsyth <i>et al.</i> 1997 [34]	1

BIJLAGE 11

Stof: **clopyralid**
pyridine

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings- duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Selenastrum capricornutum</i>	96	celdichtheid celvolume	6 900 7 300	- -	Tomlin 1994 Tomlin 1994

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae).

Soort	blootstellings- duur (dagen)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Lemna gibba</i>	4	?	89 000	- -	Tomlin 1994

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	7 097	-
<i>Lemna spp.</i>	89 000	-

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
690	710	-

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
 liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
 MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 11 Enkelvoudige piekbelastingen met **clopyralid** in een stagnant ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 7 097 µg/L.

Bestudeerde TU _{95%} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,0014 [1]	10	60 d	enclosures in een vijver	Geen effect overleving en gewicht <i>Potamogeton pectinatus</i> overleving <i>Myriophyllum sibiricum</i> Toename gewicht <i>Myriophyllum sibiricum</i>	- - >60 d	Forsyth <i>et al.</i> 1997 [34]	1
0,014 [2]	100	60 d	enclosures in een vijver	Geen effect overleving en gewicht <i>Potamogeton pectinatus</i> overleving en gewicht <i>Myriophyllum sibiricum</i>	- -	Forsyth <i>et al.</i> 1997 [34]	1

BIJLAGE 12

Stof: **trichlopyr**
pyridiloxiazijnzuur

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings- duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Selenastrum capricornutum</i>	120	?	45 000	-	Tomlin 1994

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae): **geen**.

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	45 000	-

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
4 500	4 500	-

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 12 Enkelvoudige piekbelastingen met trichlopyr in een open stromend ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 45 000 µg/L. De blootstelling was 1 uur.

Bestudeerde TU _{gsa}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,0071 [1]	320	48 h	open kunstm. stromen	Geen effect drijf van (enkele) bentische insecten-larven overleving van (enkele) bentische insecten-larven	- -	Kreutzweiser <i>et al.</i> 1992 [27]	1
0,071 [2]	3200	48 h	open kunstm. stromen	Afname overleving van (enkele) bentische insecten-larven Toename drijf van (enkele) bentische insecten-larven	? ?	Kreutzweiser <i>et al.</i> 1992 [27]	4
0,71 [3]	32000	48 h	open kunstm. stromen	Afname overleving van (enkele) bentische insecten-larven Toename drijf van (enkele) bentische insecten-larven	? ?	Kreutzweiser <i>et al.</i> 1992 [27]	4
7,1 [4]	320000	48 h	open kunstm. stromen	Afname overleving van (enkele) bentische insecten-larven Toename drijf van (enkele) bentische insecten-larven	? ?	Kreutzweiser <i>et al.</i> 1992 [27]	4

BIJLAGE 13

Stof: **diquat(dibromide)**
dipyridilium

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings- duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Selenastrum capricornutum</i>	96	groei	34,2	-	St. Laurent <i>et al.</i> 1992
	96	groei	80	44	Fairchild <i>et al.</i> 1997

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae).

Soort	blootstellings- duur (dagen)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Lemna minor</i>	4	dichtheid	18	<11	Fairchild <i>et al.</i> 1997

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	52	44
<i>Lemna spp.</i>	18	<11

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
3,4	5,2	-

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
 liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
 MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 13a Chronische studies en enkelvoudige piekbelastingen met **diquat** in stagnante ecosystemen. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 52 µg/L.

Bestudeerde TU _{gsa} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
5,8 [1]	300 eenmalig + constant	4 m	lab. stagnante microcosms	<i>Afname</i> DO, pH aantallen Cryptophyta overleving <i>Elodea canadensis</i> aantallen <i>Alona costata</i> totale dichtheid Cladocera aantallen nauplii, copepoditen en volwassen Copepoda <i>Toename</i> conductiviteit aantallen Conjugophyta aantallen <i>Simocephalus vetulus</i> totale dichtheid algen	? >2½ m >4 m ? ? >2½ m 2½ m >2½ m ? ?	Draxl <i>et al.</i> 1991 [36]	5
16 [2]	850 eenmalig	3 wk	lab. microcosms met kunstm. substraat	<i>Geen effect</i> DO biomassa eiwitten perifyton <i>Afname</i> aantal soorten Protozoa perifyton	- - - >3 wk	Pratt <i>et al.</i> 1990 [45]	4
19 [3]	1000 eenmalig + constant	4 m	lab. stagnante microcosms	<i>Afname</i> DO, pH aantallen Cryptophyta overleving <i>Elodea canadensis</i> aantallen <i>Alona costata</i> totale dichtheid Cladocera aantallen nauplii, copepoditen en volwassen Copepoda <i>Toename</i> conductiviteit aantallen Conjugophyta aantallen <i>Simocephalus vetulus</i> totale dichtheid algen	? >4 m >4 m ? ? >4 m 4 m 4 m ? ?	Draxl <i>et al.</i> 1991 [36]	5
38 [4]	2000 eenmalig	3 wk	lab. microcosms met kunstm. substraat	<i>Geen effect</i> biomassa eiwitten perifyton <i>Afname</i> DO aantal soorten Protozoa perifyton	- - >3 wk >3 wk	Pratt <i>et al.</i> 1990 [45]	4
67 [5]	3500 eenmalig	23 d	lab. microcosms met kunstm. substraat	<i>Afname</i> bruto productiviteit eiwit biomassa perifyton (bij lage nutriënt niveau's) <i>Toename</i> nitraat, fosfor	>23 d >23 d ?	Barreiro Lozano en Pratt 1994 [37]	4

Tabel 13a (vervolg diquat)

Bestudeerde TU _{95a}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
[casusnummer] 90	4700 eenmalig	3 wk	lab. microcosms met kunstm. substraat	Afname DO biomassa eiwitten perifyton aantal soorten Protozoa perifyton	>3 wk 2 wk >3 wk	Pratt <i>et al.</i> 1990 [45]	4
288	15000 eenmalig	3 wk	lab. microcosms met kunstm. substraat	Afname DO biomassa eiwitten perifyton aantal soorten Protozoa perifyton	>3 wk 2 wk >3 wk	Pratt <i>et al.</i> 1990 [45]	4
827	43000 eenmalig	3 wk	lab. microcosms met kunstm. substraat	Afname DO biomassa eiwitten perifyton aantal soorten Protozoa perifyton	>3 wk >3 wk >3 wk	Pratt <i>et al.</i> 1990 [45]	4

Tabel 13b Enkelvoudige piekbelastingen met **diquat** in een open stromend ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 52 µg/L. De blootstelling is 24 uur.

Bestudeerde TU _{gsa} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,10 [1]	5	21 d	doorstroom systeem met waterplanten	Geen effect overleving <i>Elodea canadensis</i> Toename perifyton op <i>Elodea</i>	- >14 d	Paterson en Wright 1987 [38]	1
0,19 [2]	10	21 d	doorstroom systeem met waterplanten	Geen effect overleving <i>Elodea canadensis</i> Toename perifyton op <i>Elodea</i>	- >21 d	Paterson en Wright 1987 [38]	1
0,96 [3]	50	21 d	doorstroom systeem met waterplanten	Afname overleving <i>Elodea canadensis</i> Toename perifyton op <i>Elodea</i>	>21 d >14 d	Paterson en Wright 1987 [38]	4

BIJLAGE 14

Stof: **paraquat(dichloride)**
dipyridilium

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings-duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Selenastrum capricornutum</i>	96	groei	559	114	Fairchild <i>et al.</i> 1997
<i>Chlamydomonas eugametos</i>	48	groei	116	-	Hess 1980

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae).

Soort	blootstellings-duur (dagen)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Lemna minor</i>	4	dichtheid	51	14	Fairchild <i>et al.</i> 1997
<i>Lemna gibba</i>	20	biomassa	-	2,6	Wejnar <i>et al.</i> 1992

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	559	114
<i>Chlamydomonas eugametos</i>	116	-
<i>Lemna spp.</i>	51	6

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
56	56	-

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
 liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
 MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 14 Enkelvoudige piekbelastingen met **paraquat** in een gesloten stromend ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀: 559 µg/L.

Bestudeerde TU _{95a}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
[casusnummer] 0,018	10 constant	3 wk	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect bruto primaire productie biovolume perifyton op kunstmatig substraat	-	Kosinski 1984 Kosinski en Merkle 1984 [8]	1
0,18	100 eenmalig	3 wk	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect bruto primaire productie biovolume perifyton op kunstmatig substraat	-	Kosinski 1984 Kosinski en Merkle 1984 [8]	1
1,8	1000 eenmalig	3 wk	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect bruto primaire productie biovolume perifyton op kunstmatig substraat	-	Kosinski 1984 Kosinski en Merkle 1984 [8]	1
18	10000 eenmalig	3 wk	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect biovolume perifyton op kunstmatig substraat Afname bruto primaire productie	-	Kosinski 1984 Kosinski en Merkle 1984 [8]	3
[4]					7 d		

BIJLAGE 15

Stof: **fluridon**
4-pyridon

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor algen.

Soort	blootstellings- duur (uur)	Endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Chlamydomonas eugametos</i> (Chlorophyta)	48	Groei	1 482 ¹⁾	329 ¹⁾	Hess 1980
<i>Oscillatoria agardhii</i> (Cyanophyta)	96	Groei	74 ²⁾	9,1 ²⁾	Millie <i>et al.</i> 1990

1) afgeleid uit ruwe gegevens

2) afgeleid m.b.v. DEBtox

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae): **geen**.

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Chlamydomonas eugametos</i>	1 482	-
<i>Oscillatoria agardhii</i>	74	9,1

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
7,4	7,4	-

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor algen (bij afwezigheid data toxiciteit voor standaard algen)

liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste alg (bij afwezigheid data toxiciteit voor standaard algen)

MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 15 Enkelvoudige piekbelasting met fluridon in een stagnant ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Oscillatoria agardhii*: gg-EC₅₀ 74 µg/L.

Bestudeerde TU _{gsa} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
1,7 [1]	125	2 m	enclosures in een visvijver	Geen effect DO, turbiditeit, COD ammonia, nitraat, nitriet, fosfor, fosfaat soortensamenstelling fytoplankton <i>Aframe</i> dichtheid fytoplankton Chl-a fytoplankton	- - - 5 wk 5 wk	Struve et al. 1991 [25]	3

BIJLAGE 16

Stof: **metsulfuron-methyl**
sulfonylureum

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings- duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Selenastrum capricornutum</i>	96	groei	190	<19	Fairchild <i>et al.</i> 1997

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae).

Soort	blootstellings- duur (dagen)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Lemna minor</i>	4	dichtheid	0,4	<0,2	Fairchild <i>et al.</i> 1997

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	190	<19
<i>Lemna spp.</i>	0,4	<0,2

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
19	19	-

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen

liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg

MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 16 Enkelvoudige piekbelastingen met metsulfuron-methyl in een stagnant ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 190 µg/L.

Bestudeerde TU _{95a}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,053 [1]	10	77 d	enclosures in een meer	Geen effect biomassa fytoplankton aantallen zoöplankton Afname DO (licht)	- - >77 d	Thompson et al. 1993a Thompson et al. 1993b [28]	2
0,53 [2]	100	77 d	enclosures in een meer	Geen effect biomassa fytoplankton aantallen zoöplankton Afname DO (licht)	- - >77 d	Thompson et al. 1993a Thompson et al. 1993b [28]	2
2,6 [3]	500	77 d	enclosures in een meer	Geen effect biomassa fytoplankton aantallen zoöplankton Afname DO (licht)	- - >77 d	Thompson et al. 1993a Thompson et al. 1993b [28]	2
5,3 [4]	1000	77 d	enclosures in een meer	Geen effect biomassa fytoplankton aantallen zoöplankton Afname DO (licht)	- - >35 d	Thompson et al. 1993a Thompson et al. 1993b [28]	2

BIJLAGE 17

Stof: **alachloor**
anilide

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings- duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Selenastrum capricornutum</i>	96	groei	6	4	Fairchild <i>et al.</i> 1997
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	24	groei	1 430	-	Hawxby <i>et al.</i> 1977
<i>Chlamydomonas euglametos</i>	48	groei	110 ¹⁾	30 ¹⁾	Hess 1980

1) afgeleid uit ruwe gegevens

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae).

Soort	blootstellings- duur (dagen)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Lemna minor</i>	4	dichtheid	198	32	Fairchild <i>et al.</i> 1997

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	6	4
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	1 430	-
<i>Chlamydomonas euglametos</i>	121	-
<i>Lemna spp.</i>	198	32

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
0,6	0,6	-

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 17 Enkeelvoudige piekbelastingen met **alachloor** in een gesloten stromend ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 6 µg/L.

Bestudeerde TU _{gsa}	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie (studienummer)	Effect klasse gev. endpoint
[casusnummer] 0,17	1	21 d	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect DO stikstof, fosfor Chl-a perifyton op kunstmatig substraat dichtheid perifyton op kunstmatig substraat Verandering soortensamenstelling perifyton op kunstmatig substraat	- - - - >21 d	Spawn et al. 1997 [39]	4
1,7	10	21 d	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect DO stikstof, fosfor Afname Chl-a perifyton op kunstmatig substraat dichtheid perifyton op kunstmatig substraat Verandering soortensamenstelling perifyton op kunstmatig substraat	- - >21 d 14 d >21 d	Spawn et al. 1997 [39]	4
5,0	30	21 d	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect DO stikstof, fosfor Afname Chl-a perifyton op kunstmatig substraat dichtheid perifyton op kunstmatig substraat Verandering soortensamenstelling perifyton op kunstmatig substraat	- - >21 d 14 d >21 d	Spawn et al. 1997 [39]	4
17	100	21 d	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect DO stikstof, fosfor Afname Chl-a perifyton op kunstmatig substraat dichtheid perifyton op kunstmatig substraat Verandering soortensamenstelling perifyton op kunstmatig substraat	- - >21 d >21 d >21 d	Spawn et al. 1997 [39]	4
167	1000	21 d	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect DO stikstof, fosfor Afname Chl-a perifyton op kunstmatig substraat dichtheid perifyton op kunstmatig substraat Verandering soortensamenstelling perifyton op kunstmatig substraat	- - >21 d >21 d >21 d	Spawn et al. 1997 [39]	4

BIJLAGE 18

Stof: **tri-allaat**
thiocarbamaat

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor standaard toets-organismen.

Soort	blootstellings- duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Selenastrum capricornutum</i>	96	groei	47	12,5	Fairchild <i>et al.</i> 1997
<i>Daphnia magna</i>	?	?	57	-	Johnson 1986

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae).

Soort	blootstellings- duur (dagen)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Lemna minor</i>	4	dichtheid	>10 000	-	Fairchild <i>et al.</i> 1997

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	47	12,5
<i>Lemna spp.</i>	>10 000	-

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
0,57	0,57	1,9

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor *Daphnia*

liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor *Daphnia*

MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 16 Enkelvoudige piekbelastingen met tri-allaat in een stagnant ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Daphnia magna*: gg-EC₅₀ 57 µg/L. Voor de vergelijking met andere studies is de EC₅₀ van *Selenastrum capricornutum* gebruikt: gg-EC₅₀ 47 µg/L

Bestudeerde TU _{95a} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,21 [1]	10	28 d	lab. stagnante microcosms	Geen effect pH, alkaliniteit, geleidbaarheid bruto primaire productie microbiële activiteit in sediment biomassa <i>Selenastrum capricornutum</i> biomassa macrofyten Afname overleving <i>Daphnia magna</i>	- - - - >3 d	Johnson 1986 [7]	4
2,1 [2]	100	28 d	lab. stagnante microcosms	Geen effect pH, alkaliniteit, geleidbaarheid microbiële activiteit in sediment biomassa macrofyten Afname biomassa <i>Selenastrum capricornutum</i> overleving <i>Daphnia magna</i> Toename bruto primaire productie	- - - ? >3 d 21 d	Johnson 1986 [7]	4
21 [3]	1000	28 d	lab. stagnante microcosms	Geen effect pH, alkaliniteit, geleidbaarheid microbiële activiteit in sediment biomassa macrofyten Afname biomassa <i>Selenastrum capricornutum</i> overleving <i>Daphnia magna</i> Toename bruto primaire productie	- - - ? >3 d >28 d	Johnson 1986 [7]	4

BIJLAGE 19

Stof: **trifluralin**
dinitroaniline

 Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings- duur (uur)	Endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Selenastrum capricornutum</i>	96	groei	673	150	Fairchild <i>et al.</i> 1997
<i>Chlamydomonas euglametos</i>	48	groei	151 ¹⁾	36 ¹⁾	Hess 1980

 Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae).

Soort	blootstellings- duur (dagen)	Endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Lemna minor</i>	4	Dichtheid	170	75	Fairchild <i>et al.</i> 1997

1) afgeleid uit ruwe gegevens

 Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	673	150
<i>Chlamydomonas euglametos</i>	151	-
<i>Lemna minor</i>	170	75

 Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
67	67	0,037

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
 liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
 MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 19 Enkelvoudige piekbelastingen met trifluralin in een stagnant ecosysteem. UB norm is gebaseerd op *Selenastrum capricornutum*: gg-EC₅₀ 673 µg/L.

Bestudeerde TU _{gas} [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
0,015 [1]	10	28 d	lab. stagnante microcosms	Geen effect pH, alkaliniteit, geleidbaarheid bruto primaire productie microbiële activiteit in sediment biomassa <i>Selenastrum capricornutum</i> biomassa macrofyten overleving <i>Daphnia magna</i>	- - - - -	Johnson 1986 [7]	1
0,15 [2]	100	28 d	lab. stagnante microcosms	Geen effect pH, alkaliniteit, geleidbaarheid bruto primaire productie microbiële activiteit in sediment biomassa <i>Selenastrum capricornutum</i> biomassa macrofyten overleving <i>Daphnia magna</i>	- - - - -	Johnson 1986 [7]	1
1,5 [3]	1000	28 d	lab. stagnante microcosms	Geen effect pH, alkaliniteit, geleidbaarheid microbiële activiteit in sediment biomassa <i>Selenastrum capricornutum</i> biomassa macrofyten overleving <i>Daphnia magna</i> <i>Toename</i> bruto primaire productie	- - - - 28 d	Johnson 1986 [7]	1

BIJLAGE 20

Stof: **MSMA (monosodium methylarsonate)**
organoarsenicum

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (standaard) groene algen (Chlorophyta).

Soort	blootstellings- duur (uur)	endpoint	EC ₅₀ (µg/L)	NOEC (µg/L)	Referentie
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	96 72?	dichtheid e.d. groei	- -	>3.10 ⁶ >810	Blythe <i>et al.</i> 1979 Davis <i>et al.</i> 1976

Beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor kroos (Lemnaceae): **geen**.

Samenvatting beschikbare laboratorium toxiciteitsgegevens voor (groene) algen en kroos.

Soort	gg-EC ₅₀ (µg/L)	gg-NOEC (µg/L)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	-	-

Samenvatting normen.

UB conservatief (µg/L)	UB liberaal (µg/L)	MTR zoetwater (µg/L)
-	-	-

conservatieve UB-norm gebaseerd op laagste EC₅₀ voor standaard-algen
liberale UB-norm gebaseerd op gg-EC₅₀ voor gevoeligste standaard-alg
MTR voor zoetwater uit Crommentuijn *et al.* 1997

Tabel 20 Enkelvoudige piekbelastingen en constante blootstelling met **MSMA** in een gesloten stromend ecosysteem. Geen gegevens over *Selenastrum capricornutum*.

Bestudeerde TU ₉₅₄ [casusnummer]	Concentratie (µg/L)	Observatieduur	Ecosysteem	Resultaten	Herstel	Referentie [studienummer]	Effect klasse gev. endpoint
- [1]	10 constant	3 wk	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect bruto primaire productie <i>Afname</i> biovolume perifyton op kunstmatig substraat	- >21 d	Kosinski 1984 Kosinski en Merkle 1984 [8]	4
- [2]	100 eenmalig	3 wk	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect bruto primaire productie biovolume perifyton op kunstmatig substraat	- -	Kosinski 1984 Kosinski en Merkle 1984 [8]	1
- [3]	1000 eenmalig	3 wk	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect bruto primaire productie biovolume perifyton op kunstmatig substraat	- -	Kosinski 1984 Kosinski en Merkle 1984 [8]	1
- [4]	10000 eenmalig	3 wk	herculerende kunstmatige stromen	Geen effect bruto primaire productie <i>Afname</i> biovolume perifyton op kunstmatig substraat	- >21 d	Kosinski 1984 Kosinski en Merkle 1984 [8]	4

