

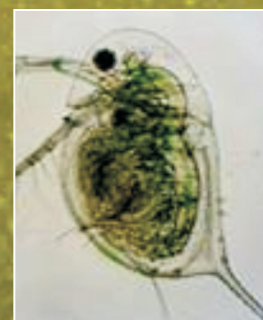


ALTERRA

WAGENINGEN UR

# Kan belasting van watersystemen met bestrijdingsmiddelen de gevolgen van eutrofiëring voor aquatische ecosystemen versterken?

G.H.P. Arts  
H.J. de Lange



Alterra-rapport 1747, ISSN 1566-7197



Ministerie van Verkeer en Waterstaat



Kan belasting van watersystemen met bestrijdingsmiddelen de gevolgen van eutrofiëring voor aquatische ecosystemen versterken?



**Kan belasting van watersystemen met bestrijdingsmiddelen de  
gevolgen van eutrofiëring voor aquatische ecosystemen  
versterken?**

**G.H.P. Arts  
H.J. de Lange**

**Alterra-rapport 1747**

**Alterra, Wageningen, 2008**

## REFERAAT

G.H.P. Arts & H.J. de Lange, 2008. *Kan belasting van watersystemen met bestrijdingsmiddelen de gevolgen van eutrofiëring voor aquatische ecosystemen versterken?* Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1747. 35 blz.; 6 fig.; 2 tab.; 57 ref.

Door middel van literatuurstudie en met behulp van het Case-base model PERPEST, is onderzocht welke directe en indirecte effecten bestrijdingsmiddelen op soorten in het ecosysteem kunnen hebben en of dat een rol speelt of een systeem helder is of troebel. Belasting van watersystemen met bestrijdingsmiddelen boven de kritische drempelwaarden kan leiden tot effecten op de ecosysteem structuur die lijken op eutrofiëring (toename van algen en afname van waterplanten). Verschillende insecticiden, herbiciden én fungiciden kunnen processen in gang zetten die lijken op de processen die met eutrofiëring geassocieerd worden: toename van algen en afname van waterplanten. Toename van algengroei treedt op bij concentraties die variëren van 1 tot 10 keer de NOEC waarde, de concentratie waarbij het ecosysteem geen enkel effect ondervindt. Effecten op ecosysteem structuur die lijken op eutrofiëring –toename van algen en tevens afname van waterplanten - kunnen optreden bij een factor 10.

Trefwoorden: bestrijdingsmiddelen, insecticiden, herbiciden, fungiciden, gewasbeschermingsmiddelen, eutrofiëring, verstoring, algen, waterplanten, fytoplankton, zoöplankton, stabiel evenwicht, belasting

ISSN 1566-7197

Foto omslag algen: David Tempelman (Grontmij/AquaSense)

Dit rapport is digitaal beschikbaar via [www.alterra.wur.nl](http://www.alterra.wur.nl). Een gedrukte versie van dit rapport, evenals van alle andere Alterra-rapporten, kunt u verkrijgen bij Uitgeverij Cereales te Wageningen (0317 46 66 66). Voor informatie over voorwaarden, prijzen en snelste bestelwijze zie [www.boomblad.nl/rapportenservice](http://www.boomblad.nl/rapportenservice)

© 2008 Alterra  
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland  
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: [info.alterra@wur.nl](mailto:info.alterra@wur.nl)

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

## Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Achtergrond	11
1.2 Structuur van het ecosysteem in relatie tot het eutrofiëringsproces	12
1.3 Bestrijdingsmiddelen	14
2 Interacties tussen bestrijdingsmiddelen en eutrofiëring	17
2.1 Directe en indirecte effecten in ecosysteem	17
2.2 Top-down effectketens	19
2.3 Bottom-up effectketens	19
2.4 Doorwerking in het voedselweb	20
3 Voorbeelden van interacties	23
3.1 Insecticiden	23
3.2 Herbiciden	24
3.3 Fungiciden	25
3.4 Voedselrijkdom ecosysteem	25
3.5 Kwantificering van concentraties waar toename van algengroei en/of eutrofiëring optreedt met behulp van Perpest	26
4 Conclusies en aanbevelingen	29
Literatuur	31
Bijlage 1 – Verklarende woordenlijst	35





## Woord vooraf

Bij het RIZA, nu Waterdienst, bestond de vraag of bestrijdingsmiddelen effect hebben op eutrofiëringprocessen. Met behulp van een literatuuronderzoek is geprobeerd op deze vraag een antwoord te geven. Vanuit RIZA/Waterdienst is deze studie begeleid door eerst Dick Bakker en later Olga Clevering. Paul van den Brink (Alterra) heeft het Case-base model Perpest gebruikt in het licht van deze vraagstelling. In mei 2008 is er een workshop geweest waar de resultaten van de literatuurstudie zijn bediscussieerd. Uitkomsten van deze discussie zijn verwerkt in dit rapport. Daarnaast zijn opmerkingen van Olga Clevering, Paul Boers en Dennis Kalf (allen Waterdienst), en Jos Boesten en Theo Brock (beiden Alterra) op eerdere versies verwerkt in deze eindversie. Wij bedanken alle deelnemers aan de workshop, en bovengenoemde personen, voor hun inhoudelijke bijdrage.



## Samenvatting

De mate van voedselrijkdom in een watersysteem is een belangrijke factor die bepaalt of het systeem helder met waterplanten is of troebel met algen. Bij het voedselrijker worden neemt het doorzicht van het water af door toenemende algenbloei. Praktijkervaringen hebben geleerd dat de relatie met doorzicht bij toenemende voedselrijkdom anders verloopt dan bij afnemende voedselrijkdom, dat wil zeggen de heenweg is anders dan de terugweg. Dit wordt hysteresis genoemd. Bij lage nutriëntenbelasting is het water helder, bij hoge nutriëntenbelasting is het water troebel. Bij intermediaire belasting is het systeem of helder, of troebel. Een verstoring van buitenaf kan in dit tussengebied leiden tot een omslag van het ene evenwicht naar het andere evenwicht. Blootstelling aan bestrijdingsmiddelen kan zo'n verstoring zijn.

In deze notitie is onderzocht welke directe en indirecte effecten bestrijdingsmiddelen op soorten in het ecosysteem kunnen hebben en of dat een rol speelt of een systeem helder is of troebel. Dit is gedaan door middel van literatuurstudie, en met behulp van het Case-base model PERPEST.

De belangrijkste conclusies uit deze notitie zijn de volgende:

- Belasting van watersystemen met bestrijdingsmiddelen boven de kritische drempelwaarden kan leiden tot effecten op de ecosysteem structuur die lijken op eutrofiëring (toename van algen en afname van waterplanten). Dit is aangetoond in mesocosm studies.
- Deze notitie geeft voorbeelden van verschillende insecticiden, herbiciden én fungiciden die processen in gang kunnen zetten die lijken op de processen die met eutrofiëring geassocieerd worden: toename van algen en afname van waterplanten.
- Toename van algengroei treedt op bij concentraties die variëren van 1 tot 10 keer de NOEC waarde (dit is de concentratie waarbij het ecosysteem geen enkel effect ondervindt). Effecten op de ecosysteem structuur die lijken op eutrofiëring kunnen bij sommige middelen en onder bepaalde omstandigheden optreden bij een concentratie 10 x hoger dan de drempelwaarde voor ecotoxicologische effecten.



*Een meer in Nederland, helder en met waterplanten. Na een lange, droge periode gaat het hard regenen. Het meer krijgt extra veel water vanuit het omliggende agrarische gebied te verwerken. Na de regenperiode verandert de aanblik van het meer. Het meer wordt troebel, er gaan algen groeien. Niet lang daarna verdwijnen de waterplanten. De mensen die in de buurt van het meer wonen, vragen zich af wat de oorzaak van deze omslag is geweest. De extra voedingsstoffen die met het regenwater werden meegevoerd? Of de bestrijdingsmiddelen die in het water zitten? De veranderde waterhuishouding? Of is het een samenspel?*

*Dit is een voorbeeld wat er in een meer kan gebeuren. Bestrijdingsmiddelen zouden een rol kunnen spelen in de omslag van helder naar troebel water. In deze notitie worden verschillende mechanismen uitgelegd die een omslag zouden kunnen veroorzaken of daaraan zouden kunnen bijdragen.*

## 1 Inleiding

### 1.1 Achtergrond

In opdracht van de Waterdienst is door Alterra een literatuuronderzoek uitgevoerd naar de relatie tussen eutrofiëring en bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater. In discussies over beleid wordt regelmatig gesuggereerd dat bestrijdingsmiddelen in water niet alleen effect kunnen hebben op individuele soorten, maar ook effect kunnen hebben op de ecosysteem structuur. Deze literatuurstudie probeert een antwoord te geven op de vraag wat de werkingsmechanismen zijn en of er concrete aanwijzingen voor bestaan. Concrete vragen die in deze notitie worden beantwoord zijn:

- Wat verstaan we onder ecosysteem structuur en eutrofiëring?
- Wat zijn de werkingsmechanismen van bestrijdingsmiddelen?
- Hoe kunnen bestrijdingsmiddelen ingrijpen op de ecosysteem structuur?
- Kunnen kwantitatieve uitspraken gedaan worden welke concentraties leiden tot een verandering in ecosysteem structuur, zoals een omslag van waterplanten naar algen gedomineerde structuur?

Deze notitie gaat specifiek in op bestrijdingsmiddelen, alhoewel uit literatuur blijkt dat ook andere gifstoffen, zoals TBT (Tributyltin, een aangroeiwerend middel dat op sloopshuiden wordt toegepast <sup>1</sup>), mede in combinatie met andere verstoringen, kunnen leiden tot het verdwijnen van waterplanten en een omslag van waterplanten naar algen kunnen veroorzaken.

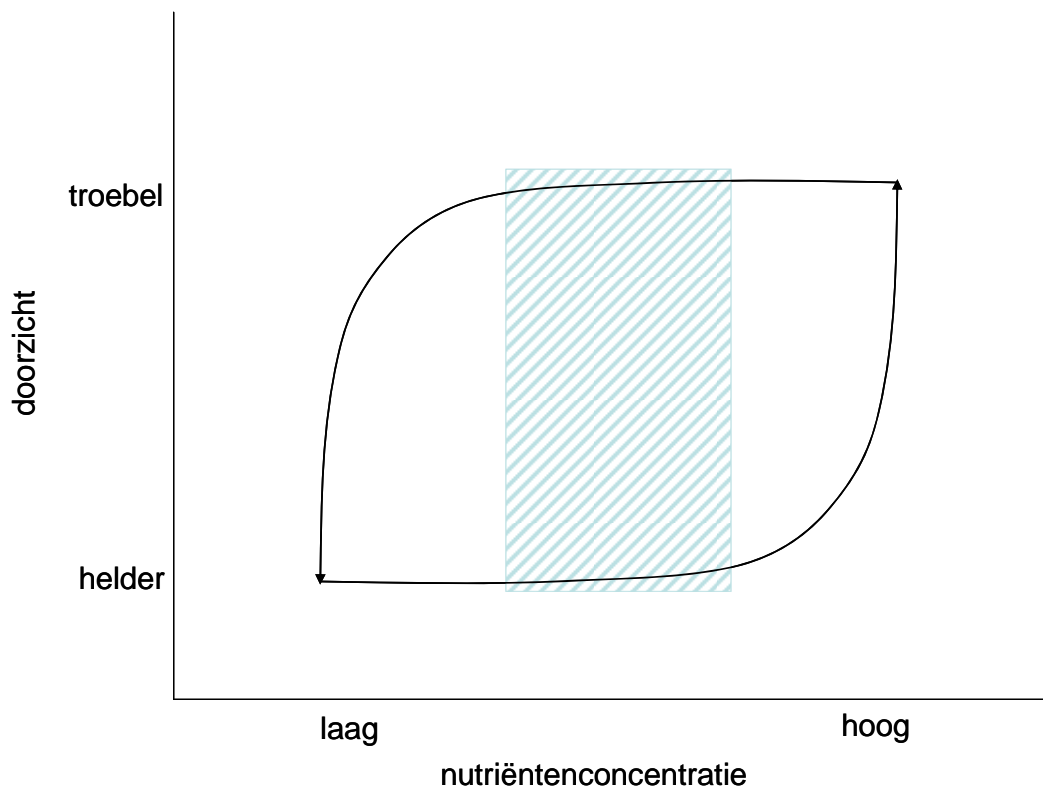
## 1.2 Structuur van het ecosysteem in relatie tot het eutrofiëringsproces

De mate van voedselrijkdom van een ecosysteem wordt beschreven met de termen oligotroof (voedselarm), mesotroof (matig voedselrijk) of eutroof (voedselrijk). Het voedselrijker worden van een watersysteem wordt eutrofiëring genoemd. Daarbij treedt vaak een verandering in structuur op. Met structuur wordt bedoeld de soorten waaruit het ecosysteem is opgebouwd, bijv. hoeveel waterplanten, hoeveel vissen, hoeveel watervlooien, hoeveel algen. Deze verandering in structuur is bijvoorbeeld het vervangen van waterplanten door algen (in grote watersystemen zoals meren), door kroos (in kleine, beschutte watersystemen, zoals sloten) of het optreden van overmatige algengroei. Deze algen kunnen vrij in het water zweven (fytoplankton) of zich ontwikkelen op een ondergrond zoals op de waterplanten zelf (perifyton).

Het eutrofiëringsproces is het proces waarbij het watersysteem voedselrijker wordt en het doorzicht van het water afneemt door toenemende algenbloei. Hierdoor kunnen waterplanten afnemen en uiteindelijk verdwijnen. Volgens recente wetenschappelijke inzichten kan dit proces leiden tot een omslag van de ene stabiele toestand, waar waterplanten domineren, het water helder is en de fauna soortenrijk, naar de andere stabiele toestand, waarin waterplanten afwezig of schaars zijn, de fauna verarmd is en algen domineren. Er is een duidelijke relatie met doorzicht, van helder naar troebel. De stabiele toestanden bestendigen zichzelf via een aantal terugkoppelingsmechanismen <sup>(3)</sup>.

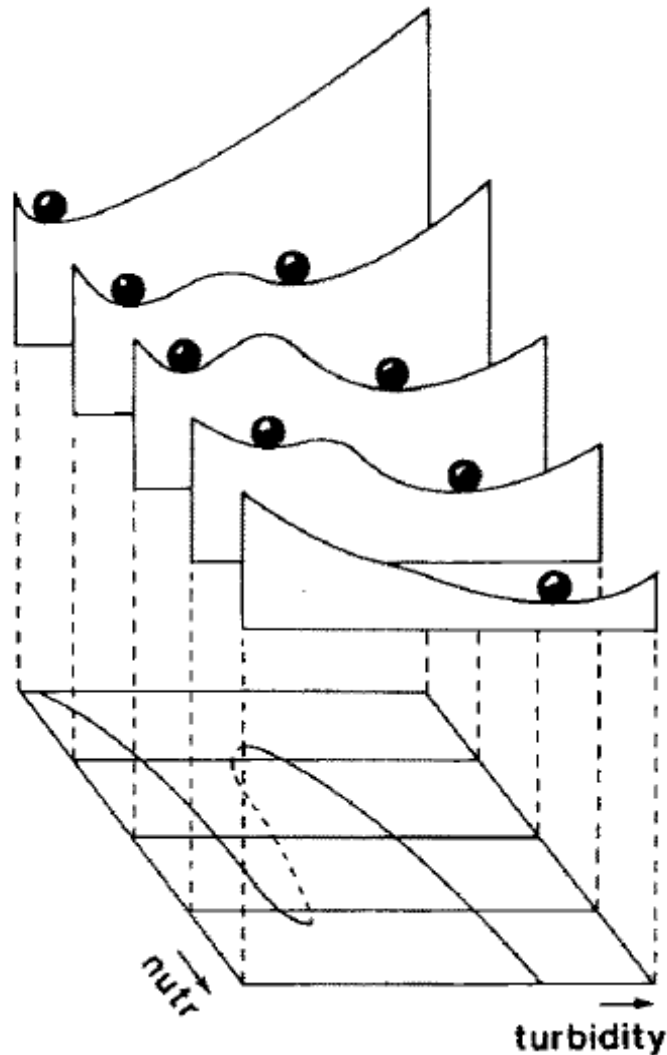
Praktijkervaringen hebben geleerd dat de relatie met doorzicht bij toenemende voedselrijkdom anders verloopt dan bij afnemende voedselrijkdom, dat wil zeggen de heenweg is anders dan de terugweg. Dit wordt hysteresis genoemd <sup>(3)</sup>, Figuur 1). Uit Figuur 1 is ook af te leiden dat er een tussengebied in voedselrijkdom is waarbij twee evenwichten mogelijk zijn. Een verstoring van buitenaf kan in dit tussengebied leiden tot een omslag van het ene evenwicht naar het andere evenwicht. Dit principe wordt gebruikt in actief biologisch beheer, waarbij gericht wordt ingegrepen in de structuur van een ecosysteem, vaak d.m.v. het wegvangen van witvis. Maar ook andere verstoringen kunnen leiden tot een omslag, zoals wind en verandering in hydrologie <sup>(4)</sup>. Een hoge concentratie aan bestrijdingsmiddelen kan ook leiden tot meer algengroei, afname van waterplanten en daarmee een omslag teweeg brengen.

De stabiliteit van een ecosysteem wordt bepaald door de weerstand (“resistance”, hoe goed kan een systeem een verstoring weerstaan), en de veerkracht (“resilience”, kan een systeem na een verstoring weer terugkeren in het oorspronkelijke evenwicht). Dit kan worden gevisualiseerd m.b.v. het knikker-model van Scheffer (Figuur 2), in het tussengebied van Figuur 1 zijn twee evenwichten mogelijk. In de twee uitersten is er slechts één stabiel evenwicht.



*Figuur 1. Voorbeeld relatie tussen nutriëntenconcentratie en doorzicht in ecosysteem. Het blauw gearceerde gebied geeft weer dat bij één nutriëntenconcentratie er twee evenwichten mogelijk zijn.*

Een toename in de beschikbaarheid van voedingsstoffen vermindert de veerkracht van een door waterplanten gedomineerd systeem. Voor het complete verdwijnen van waterplanten uit een ondiep meer wordt aangenomen dat er een verstoring vereist is <sup>(2)</sup>, waarbij waterplanten direct verdwijnen, bijvoorbeeld als gevolg van blootstelling aan gifstoffen <sup>(3)</sup>, òf waarbij door veranderingen in watervlooiën, ongewervelde dieren en vispopulaties, de begrazing op algen afneemt en daardoor de dominantie aan algen toeneemt <sup>(4)</sup>. Een toename van algen op waterplanten kan een tekort aan lichtenergie voor de waterplanten veroorzaken en uiteindelijk leiden tot hun verdwijnen <sup>(5)</sup>. Ook andere primaire producenten, zoals draadalgen, algen op de bodem en op waterplanten nemen toe bij toename van de belasting met voedingsstoffen <sup>(6)</sup>. De verdwijning van waterplanten uit ondiepe meren kan een gevolg zijn van opeengestapelde verstoringen, waarbij de kritische verstoring niet steeds dezelfde hoeft te zijn <sup>(1)</sup>.



Figuur 2. Knikkermodel Scheffer, overgenomen uit (3).

### 1.3 Bestrijdingsmiddelen

Bestrijdingsmiddelen (ook wel gewasbeschermingsmiddelen genoemd) behoren tot de insecticiden (werking op insecten), herbiciden (werking op planten) of fungiciden (werking op schimmels), afhankelijk van waarvoor ze bedoeld zijn. Biociden worden buiten de landbouw gebruikt om schadelijke organismen te bestrijden en hebben vaak een breder werkend mechanisme (minder specifiek dan bestrijdingsmiddelen). Biociden vallen buiten deze literatuurstudie.

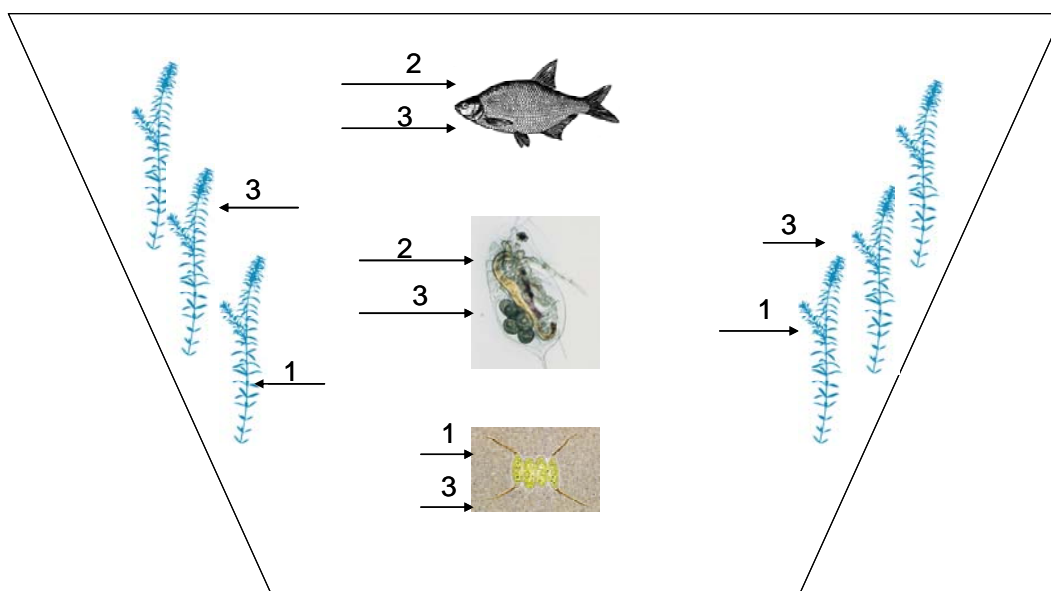
Bestrijdingsmiddelen werken ook in op organismen die verwantschap vertonen met de plaagorganismen waarvoor ze toegepast worden. Bijvoorbeeld herbiciden werken in op algen en waterplanten in het water, insecticiden werken in op macrofauna en watervlooien in het water. Bestrijdingsmiddelen hopen zich over het algemeen weinig op in de voedselketen. Echter, meervoudige toepassingen kunnen wel stapelen. De



meeste momenteel toegelaten bestrijdingsmiddelen breken relatief snel af <sup>(1)</sup>, dit geldt niet voor herbiciden, die vaak moeilijker afbreken.

Insecticiden kunnen aangrijpen op watervlooiën (zoöplankton, dit zijn meestal grazers van vrij zwevende algen) en grazers van algen op waterplanten (o.a. insecten). Herbiciden beïnvloeden de primaire producenten in een ecosysteem, dat zijn de organismen die met zonlicht, kooldioxide en water, suikers en zuurstof kunnen produceren. Hiertoe behoren algen en waterplanten. De gevoeligheid van algen en waterplanten kan per herbicide sterk verschillen. Fungiciden hebben veelal een breed werkingsmechanisme waardoor ze meerdere organismegroepen beïnvloeden en daarmee lijken op biociden.

De verschillende groepen bestrijdingsmiddelen hebben ieder hun eigen aangrijpingspunten in het ecosysteem (Figuur 3). Boven kritische drempelwaarden van bestrijdingsmiddelen (dat zijn concentraties waarbij met statistische methoden geen effecten kunnen worden aangetoond), kunnen effecten optreden in ecosystemen.



Figuur 3. Voorbeeld voedselweb met aangrijpingspunten voor bestrijdingsmiddelen. 1 = herbiciden; 2 = insecticiden; 3 = fungiciden.



## 2 Interacties tussen bestrijdingsmiddelen en eutrofiëring

De wisselwerking tussen bestrijdingsmiddelen en eutrofiëring kan op verschillende niveaus beschreven worden.

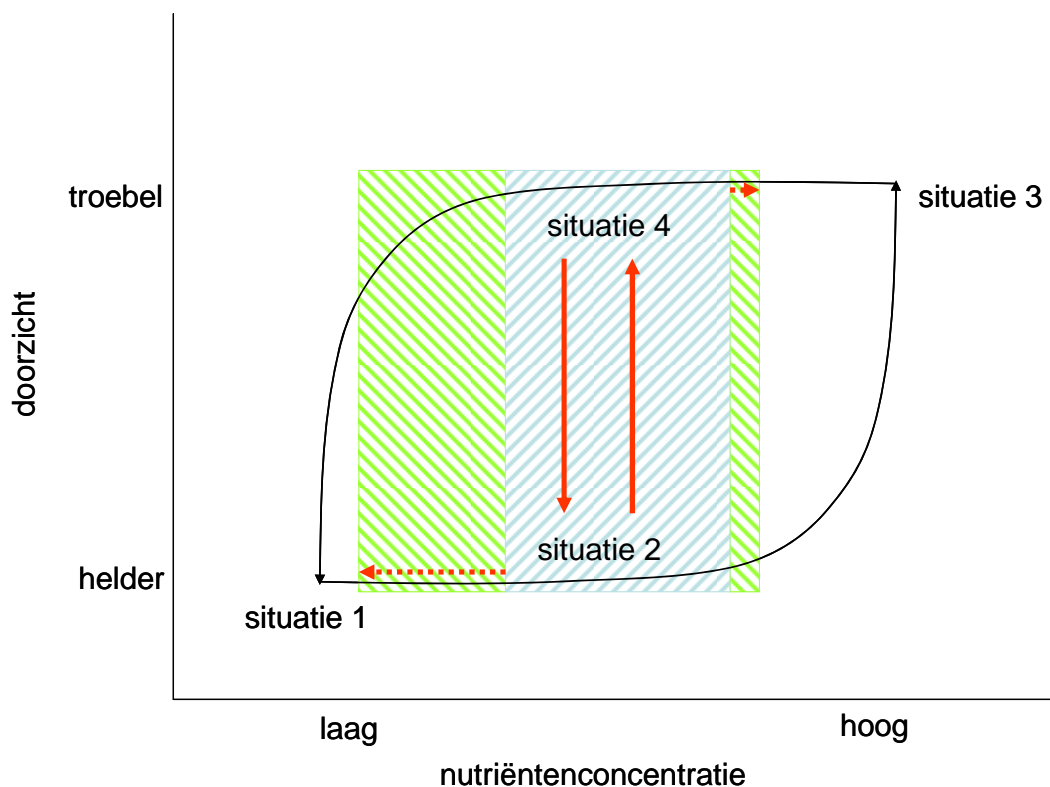
1. Direct en indirect effect van bestrijdingsmiddelen op soorten in het ecosysteem en doorwerking op de structuur.
2. Het verstoring effect dat bestrijdingsmiddelen kunnen hebben op het vastleggen van nutriënten door organismen, en zo de structuur van het ecosysteem beïnvloeden.
3. Eutrofiëring (voedselrijkdom) kan een verzachtend effect hebben op de toxische effecten van bestrijdingsmiddelen.

Deze notitie gaat vooral in op de eerste interactie. De andere twee interacties worden kort besproken.

### 2.1 Directe en indirecte effecten in ecosysteem

In Figuur 1 wordt een viertal situaties beschreven waarin een ecosysteem zich kan bevinden. De veerkracht verschilt per situatie, en daarom kan er een ander effect van bestrijdingsmiddelen verwacht worden (Figuur 4).

- Situatie 1 is een stabiel evenwicht, een waterplanten gedomineerd systeem met helder water. De terugkoppelingsmechanismen zullen dit systeem in het evenwicht kunnen houden, zolang de verstoring door bestrijdingsmiddelen niet te groot is. De diepte van het kuiltje waarin de knikker ligt zal door de verstoring afnemen, waardoor het gevoeliger zal worden voor een volgende verstoring. Dit kan betekenen dat een geringe verhoging van nutriëntenbelasting al kan leiden tot omslag in het ecosysteem naar een troebel algengedomineerd systeem.
- Situatie 2 is het overgangstraject tussen de twee stabiele uitersten, het heeft al hogere nutriëntenconcentraties maar is nog helder en waterplantgedomineerd. De knikker ligt in een ondiep kuiltje, en er is maar een klein zetje voor nodig om de knikker naar het naastgelegen andere ondiepe kuiltje te rollen (het troebele evenwicht). Het ecosysteem kan dus makkelijker van het waterplantgedomineerde evenwicht (situatie 2) naar het algengedomineerde evenwicht (situatie 4) omslaan. Blootstelling aan bestrijdingsmiddelen kan het laatste zetje hiervoor zijn.
- Situatie 3 is een stabiel evenwicht, een troebel algengedomineerd systeem.
- Situatie 4 lijkt op situatie 2, ook hier kunnen bestrijdingsmiddelen in potentie het beslissende zetje tegen het ecosysteem geven zodat het omslaat naar een helder, waterplantgedomineerd systeem. Uit de literatuur blijkt echter dat algengedomineerde systemen beter bestand zijn tegen gifstoffen dan waterplantgedomineerde systemen. Een verklaring hiervoor is dat er bij een grotere biomassa in het ecosysteem een lagere blootstelling aan gifstoffen is <sup>(10)</sup>. Ook de snellere genetische aanpassing van algen zou hierbij een rol kunnen spelen (zie ook 3.1).



*Figuur 4. Hysterese relatie tussen nutriënten en helderheid water, rode pijl geeft de werkingsrichting van bestrijdingsmiddelen weer in de vier situaties. Voor situatie 1 en 3 zal het effect zijn dat het traject waarbij een omslag op kan treden vergroot wordt, en meer voor situatie 1 dan voor situatie 3. Voor situatie 2 en 4 zal het effect mogelijk een omslag zijn naar het andere evenwicht.*

Bestrijdingsmiddelen in concentraties boven kritische drempelwaarden kunnen in ecosystemen leiden tot direct giftige effecten op gevoelige organismen. Naast deze directe effecten, kunnen bestrijdingsmiddelen ook leiden tot indirecte effecten, zoals effecten op tolerante soorten door middel van een aantal ecologische mechanismen. De meest voorkomende indirecte effecten zijn “verminderde competitie” en “trofische cascaden” ofwel “effectketens” <sup>(11)</sup>.

Effectketens leiden tot indirecte effecten van blootstelling aan bestrijdingsmiddelen als gevolg van interacties tussen verschillende niveaus in de voedselketen. Effectketens die “top-down” doorwerken worden in gang gezet doordat veranderingen op het niveau van predatoren of grazers lagere niveaus in de voedselketen beïnvloeden. Omgekeerd worden “bottom-up” effectketens in gang gezet doordat veranderingen in voedingsstoffen, voedsel of prooidieren, hogere niveaus in de voedselketen beïnvloeden. De blootstelling aan gifstoffen kan zowel “top-down” als “bottom-up” effectketens in ecosystemen tot gevolg hebben. De reactie van een ecosysteem op blootstelling aan insecticiden volgt altijd een top-down effectketen <sup>(11)</sup>. In (gematigd) voedselrijke systemen (mesotroof en gematigd eutroof)

is top-down controle een belangrijk mechanisme. In voedselarme (oligotrofe) systemen is bottom-up controle een belangrijker mechanisme, waardoor algengroei na blootstelling aan giftige stoffen meestal achterwege blijft <sup>(12)</sup>. Figuur 5 illustreert hoe insecticiden, herbiciden en fungiciden aangrijpen in de voedselketen en zo effectketens kunnen veroorzaken.

## 2.2 Top-down effectketens

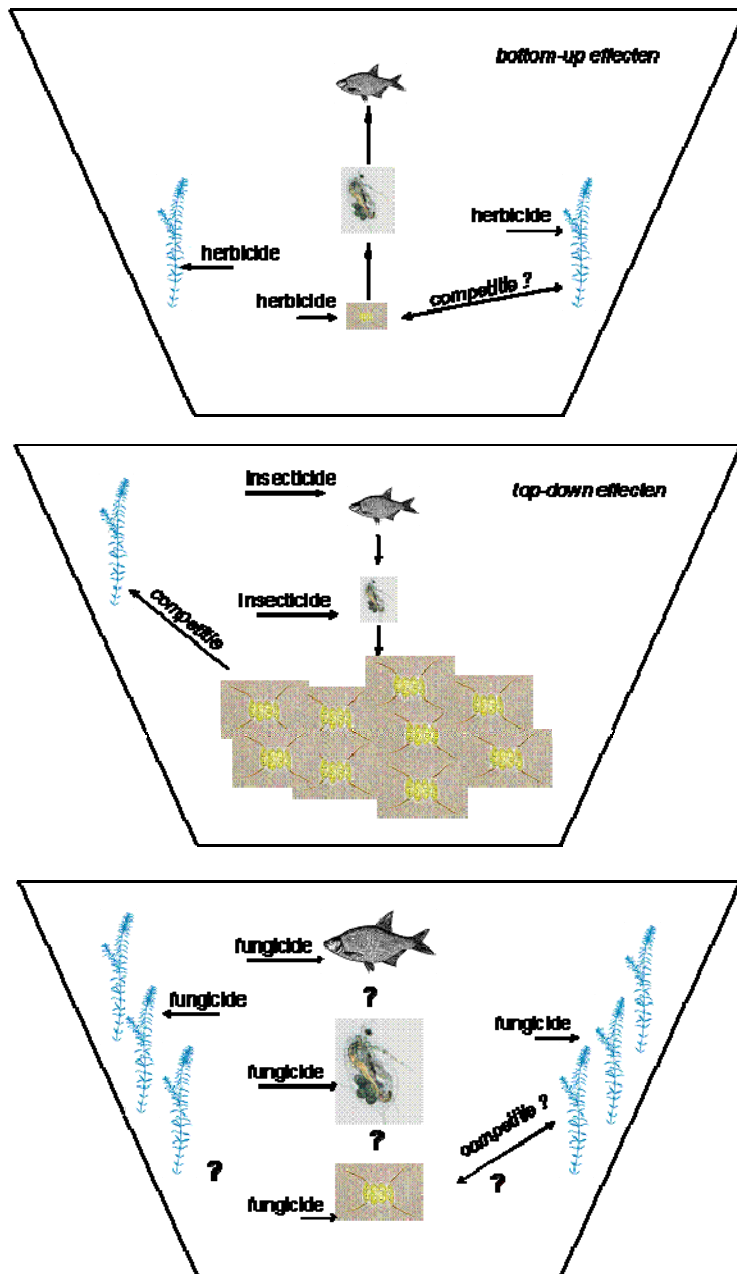
Wanneer een predator of grazer gevoeliger is voor een bestrijdingsmiddel dan zijn prooi, leidt dit tot sterke top-down effecten. Dit kan leiden tot een toename van algen en soms ook draadalgen in de waterlaag, zoals beschreven in een groot aantal (20 van de 28) studies naar de effecten van insecticiden. Ook kunnen algen op waterplanten toenemen, zoals beschreven in 3 (van 5) studies naar de effecten van een insecticide <sup>(11)</sup>. Top-down controle kan lopen via de afname van top-predatoren (o.a. vissen) en/of algen-etende ongewervelde dieren (o.a. watervlooien, insecten). Omdat algenetende insecten en watervlooien vaak efficiënte grazers zijn, kunnen algen toenemen als de grazers wegvallen <sup>(12)</sup>. Anderszins kunnen consumenten toenemen als gevolg van afname of verdwijnen van top-predatoren <sup>(13, 14)</sup>.

Naast sterfte van predatoren, kunnen lagere concentraties van insecticiden ook leiden tot niet-dodelijke effecten in predatoren, bijvoorbeeld in watervlooien, zoals verminderde voedselopname en verminderde zwemcapaciteit <sup>(15)</sup>. Waarschijnlijk kan een verminderde predatie en graas leiden tot een toename in de aantallen van een prooidier. Echter, de meeste studies vinden een toename in de aantallen van een prooidier alleen bij sterfte van de predator door een direct giftig effect <sup>(11)</sup> en niet als gevolg van verminderde graas of predatie. Bij toenemende concentraties kunnen ook indirecte effecten van een insecticide toenemen <sup>(16)</sup>.

## 2.3 Bottom-up effectketens

Bottom-up effectketens werken via het mechanisme van toegenomen of afgenomen hoeveelheden voedsel, waardoor de aantallen van consumerende organismen worden beïnvloed, òf via het mechanisme van toegenomen concurrentie tussen zowel producenten als consumenten, waardoor aantallen van organismen veranderen. Beide mechanismen zijn niet altijd te scheiden, òf werken in combinatie <sup>(11)</sup>.

Ook kunnen bottom-up en top-down effectketens in combinatie voorkomen. De effecten van een insecticide en een herbicide in concentraties boven de drempelwaarde, kunnen leiden tot meer algengroei via top-down mechanismen van het insecticide (verminderde graasdruk) en tot meer algengroei via bottom-up mechanismen van het herbicide (verminderde competitie met waterplanten om licht en voedingsstoffen) <sup>(17)</sup>. Met deze mengseltoxiciteit effecten zou rekening gehouden moeten worden bij de toelating.



Figuur 5. Voorbeeld voedselketen en aangrijpsmechanismen van herbiciden (bovenste deel, bottom-up effect), insecticiden (middelste deel, top-down effect), en fungiciden (onderste deel, onbekend effect). Veranderingen zijn aangegeven ten opzichte van de uitgangssituatie in Figuur 3.

## 2.4 Doorwerking in het voedselweb

Hoe effecten van gifstoffen in concentraties boven kritische drempelwaarden doorwerken in het voedselweb, en of dit uiteindelijk leidt tot een omslag in ecosysteem structuur, hangt onder meer af van het aantal niveaus (alg, watervlo, vis, waterplant) dat in de voedselketen of voedselweb van een ecosysteem aanwezig is en

welke daarvan direct of indirect door gifstoffen worden beïnvloed. Daarnaast is de samenstelling, kwantiteit en duur van de algenbloei o.a. afhankelijk van sturende factoren zoals voedselrijkdom, activiteit van grazers, temperatuur etc. De opbouw van het voedselweb kan medebepalend zijn voor de effecten die optreden (<sup>18; 19, 20</sup>) en of deze leiden tot toename van algen en afname van waterplanten. In studies naar de effecten van insecticiden (<sup>11</sup>) wordt slechts in een enkel geval een afname van ondergedoken waterplanten vermeld (<sup>21</sup>). Let wel, in lang niet alle gevallen was dit bestudeerd of kon het niet bestudeerd worden omdat het ecosysteem niet door waterplanten werd gedomineerd. Toename van algen op waterplanten of algen in de waterlaag als gevolg van een afname van belangrijke grazers door bestrijdingsmiddelen is voor waterplant-gedomineerde levensgemeenschappen meerdere malen gerapporteerd (<sup>12; 21; 22; 23, 24</sup>). Ook vele andere organismen, zoals filterende mosselen, reageerden anders in de aanwezigheid van waterplanten dan in de afwezigheid van waterplanten (<sup>22</sup>).

Tot dusver hebben experimenten laten zien dat de structuur van een systeem geen invloed heeft op de *concentratie* waarbij directe effecten optreden, uitgaande van gelijke regimes (bijvoorbeeld enkelvoudige belastingen of meervoudige belastingen) (<sup>25, 26</sup>). Dat komt omdat de directe effecten op gevoelige soorten gerelateerd zijn aan de concentraties van de bestrijdingsmiddelen, en minder afhankelijk zijn van de aard van de ecosystemen (mits deze de gevoelige soorten bevatten) (<sup>26</sup>). Indirecte effecten zijn moeilijker te voorspellen, deze worden vooral bepaald door de structuur en omstandigheden ter plekke. Het is verder de verwachting dat bestrijdingsmiddelen invloed hebben op de genetische samenstelling van de populaties in het systeem.

Relaties hoeven niet rechtlijnig te zijn. Dit laat de volgende studie zien, waarin de voedselketen muggenlarf (*Chaoborus*) → watervlo (Cladoceren) → alg onder invloed van het insecticide lambda-cyhalothrin centraal staat (<sup>25</sup>). Zowel in de controlesystemen als bij de hoogste belasting werden hogere concentraties aan algen gemeten, terwijl bij de tussenliggende belastingen het water helder was. Bij de controlesystemen leidde heftige graasdruk door de muggenlarf *Chaoborus* tot lage aantallen watervlooien. Bij de hoogste belasting waren de concentraties van het insecticide zo hoog, dat zowel de aantallen muggenlarven als watervlooien werden beperkt. In beide gevallen leidde dit tot hogere concentraties aan algen. Bij de tussenliggende belastingen werden de systemen helder door een verminderde graasdruk op watervlooien als gevolg van giftige effecten van het insecticide op de muggenlarf *Chaoborus*, terwijl de watervlooien zelf geen nadelige effecten ondervonden. Bij experimenten met en zonder muggenlarven was het effect sterk afhankelijk van de concentratie: hoge concentraties leidden tot dominantie van kleine watervlooien (Rotiferen) en lage concentraties leidden tot kleine, meer resistente watervlooien van de groep van de Cladoceren (<sup>27, 28</sup>).

Op het niveau van ecosystemen zijn indirecte effecten van bestrijdingsmiddelen in concentraties boven kritische drempelwaarden algemeen voorkomend en misschien zelfs meer van belang dan directe effecten. Daarom is het essentieel om het voedselweb en de soorteninteracties in een bepaald systeem te kennen teneinde de veranderingen in populaties en gemeenschappen goed te kunnen interpreteren.

Verontreiniging door insecticiden kan biomanipulatie (de verwijdering van vis om grote watervlooiën te bevoordelen en op deze manier waterkwaliteit te verbeteren via indirecte effecten) in meren frustreren <sup>(1)</sup>.

Gifstoffen kunnen, mede in combinatie met andere drukfactoren, leiden tot een omslag in ecosysteem structuur wat leidt tot algenbloei <sup>(2)</sup>. Een voorbeeld vormen organochloor pesticiden (zoals DDT).

Concluderend kan gesteld worden dat bestrijdingsmiddelen in concentraties boven kritische drempelwaarden kunnen ingrijpen op de levensgemeenschap en via directe of indirecte effecten die top-down of bottom-up doorwerken in het voedselweb, kunnen leiden tot een omslag in ecosysteem structuur (toename van algen). Uiteindelijk kunnen waterplanten hierdoor verdwijnen.



## 3 Voorbeelden van interacties

### 3.1 Insecticiden

Vele onderzoeken hebben aangetoond dat insecticiden in concentraties boven kritische drempelwaarden indirect algenbloei veroorzaken (<sup>12; 21; 23; 24; 30; 31; 32</sup>). Insecticiden zijn vaak stoffen die in het milieu snel worden afgebroken. Ze kunnen echter in sommige gevallen wel leiden tot langdurige effecten. Ook de rol van metabolieten moet hierbij in ogenschouw worden genomen. Een aspect van insecticiden is dat zij mogelijk de voedselketen verlengen (meer trofische niveaus), waardoor een kleiner gedeelte van de primaire productie wordt doorgegeven naar vis en predatoren (<sup>33</sup>).

Geleedpotigen (Arthropoda inclusief Crustacea) vormen de meest gevoelige organismegroep voor insecticiden. Zij zijn belangrijke grazers in plankton- en waterplantgedomineerde ecosystemen. Graas van algen in de waterlaag door watervlooien is een interactie in de voedselketen die gevoelig is voor insecticiden en andere gifstoffen (<sup>34</sup>). Door afname van grote watervlooien (Cladoceren), zoals *Daphnia* soorten, als gevolg van blootstelling aan insecticiden (direct effect), nemen andere kleine soorten watervlooien (Copepoden en Rotiferen) toe (indirect effect). Deze zijn in de regel minder efficiënte begrazers van zwevende algen dan Cladoceren (<sup>34; 35; 36</sup>). Hierdoor wordt de omslag naar een troebel algen-gedomineerd systeem versterkt.

In waterplantgedomineerde systemen wordt algenbloei in de vorm van algen op waterplanten op termijn meestal onderdrukt door voor insecticiden minder gevoelige algen- en planteneters (o.a. slakken, wormen) (<sup>16</sup>). Hierdoor is in dit soort systemen geen langdurig effect waarneembaar. Soms kan een langdurige bloei van algen op waterplanten ontstaan na toediening van een niet-persistent insecticide indien blauwalgen (blauwalgen zijn fotosynthetiserende cyanobacteriën) gaan domineren. Dit is o.a. afhankelijk van de voedselrijkdom. Sommige blauwalgen kunnen goed tot ontwikkeling komen indien stikstof limiterend is, omdat zij stikstof uit de lucht kunnen vastleggen. Blauwalgen worden minder goed gegeten door algenetende grazers (<sup>37</sup>).

Bij concentraties boven kritische drempelwaarden, wordt de grootte en duur van de directe effecten en indirecte effecten in hoge mate beïnvloed door de voedselrijkdom van de levensgemeenschap. Algen-gedomineerde systemen blijken vaak een grotere capaciteit voor herstel te hebben dan waterplantgedomineerde systemen (<sup>24, 25</sup>). Dit wordt veroorzaakt door de relatief korte levenscyclus van algen, waardoor aanpassingen sneller verlopen. Ook zijn de indirecte effecten meer uitgesproken in algen-gedomineerde systemen. Dit wordt veroorzaakt door de eenvoudiger voedselwebstructuur (<sup>12, 16, 21, 23, 30, 31</sup>). Daarentegen wordt in andere onderzoeken (<sup>36, 38</sup>) waargenomen dat in algen-gedomineerde systemen de toename in biomassa van algen in de waterlaag een langdurig verschijnsel kan zijn. Blijkbaar is de

herstelcapaciteit van een ecosysteem en de duur van de effecten afhankelijk van de omstandigheden ter plaatse. Dit wordt vooral veroorzaakt door de moeilijk te voorspellen indirecte effecten.

## 3.2 Herbiciden

Herbiciden grijpen in op primaire producenten. Via bottom-up processen kunnen effecten doorwerken tot hoger in het voedselweb. In tegenstelling tot insecticiden, zijn herbiciden vaak langdurig aanwezig in het water. Aan fotosynthese-remmers is relatief veel onderzoek gedaan <sup>(39)</sup>. Over herbiciden met andere werkingsmechanismen is relatief veel minder bekend. Nieuwe herbiciden zijn vaak werkzaam bij zeer lage concentraties.

Blootstelling van aquatische ecosystemen aan herbiciden leidt meestal tot een effectketen, waarbij waterplanten en zuurstof en pH afnemen, en soms algen toenemen <sup>(40)</sup>. De toename van algen wordt niet altijd waargenomen en hangt mogelijk samen met de hoogte van de herbicide concentraties <sup>(40)</sup>. De effecten van langdurige blootstelling aan een herbicide kan leiden tot een effectketen die lijkt op een effectketen die optreedt bij eutrofiëring <sup>(40)</sup>, waarbij de omslag naar algen plaatsvindt boven een minimumconcentratie van het herbicide. Algensoorten kunnen verschillen in hun gevoeligheid voor herbiciden. Tolerante soorten kunnen toenemen na blootstelling aan een herbicide, wat kan leiden tot een toename van algengroei. Anderzijds kunnen algen zich ook genetisch aanpassen en daardoor leiden tot overmatige groei. Door de korte levenscyclus van algen (uren tot dagen) kunnen deze genetische aanpassingen sneller verlopen dan bij waterplanten met een veel langere levenscyclus (maanden tot jaren). Andere indirecte effecten van herbiciden kunnen beïnvloeding van voedingsstoffencycli en toename van bacteriën zijn. Blootstelling aan herbiciden kan ook een verschuiving van groenalgen naar blauwalgen veroorzaken, zoals in laboratoriumexperimenten is aangetoond voor metribuzin <sup>(41)</sup>.

Langdurige blootstelling aan lage concentraties van herbiciden kan theoretisch leiden tot een omslag in ecosysteem structuur. Waterplanten en algen kenmerken zich door grote verschillen in levenscycli. Als gevolg van de grote delingssnelheden van algen kan adaptatie optreden. Waterplanten kunnen zich niet zo snel voortplanten en zullen zowel op korte als op lange-termijn beïnvloed worden door herbiciden. Ook zouden groepen van herbiciden die giftiger zijn voor waterplanten dan voor algen, een omslag van een waterplant-gedomineerd systeem naar een algen-gedomineerd systeem kunnen veroorzaken.

Ten aanzien van de aard van de effecten van bestrijdingsmiddelen in relatie tot het voedingsstoffenniveau van de ecosystemen, zijn vergelijkbare resultaten gevonden in experimenten met herbiciden als in experimenten met insecticiden. Over het algemeen wordt een sneller herstel waargenomen in algen-gedomineerde systemen dan in waterplant-gedomineerde systemen <sup>(39)</sup>. Systemen met een hogere belasting aan voedingsstoffen blijken een grotere capaciteit voor herstel te hebben <sup>(42)</sup>.

### *Risico's voor lange-termijn-blootstelling.*

Uit literatuuronderzoek blijkt, zoals verwacht, dat experimentele gegevens over de effecten van een lange-termijnblootstelling aan lage concentraties bestrijdingsmiddelen op ecosysteemniveau, dus in micro- en mesocosms, weinig voorhanden zijn. Meestal worden hogere concentraties en pulseregimes getest en geen lage concentraties gedurende een langere termijn. Ten aanzien van de effecten blijkt uit de literatuur, dat het vooral gaat om sublethale effecten op gevoelige soorten. Hierdoor kunnen concurrentieverhoudingen tussen soorten veranderen en kunnen op den duur andere soorten gaan domineren. Indirecte effecten spelen dus een belangrijke rol als het gaat om lange-termijn-effecten van lage concentraties bestrijdingsmiddelen.

Blootstelling van aquatische ecosystemen aan herbiciden leidt meestal tot een effectketen, waarbij waterplanten en functionele parameters, zoals zuurstof en pH, afnemen en algen soms toenemen. De toename van algen wordt niet altijd waargenomen en hangt mogelijk samen met de hoogte van de concentraties die worden getest. Bij lage concentraties is er niet op alle algengroepen en -soorten een effect, en kan adaptatie optreden, gevolgd door toename van algen en chlorofyl-a. Bij hoge concentraties is er een te groot effect op de algen, waardoor algengroei juist wordt onderdrukt. Andere indirecte effecten kunnen zijn beïnvloeding van nutriëntencycli en toename van heterotrofe bacteriën.

Concluderend kan gesteld worden dat de kennis over effecten van langdurige blootstelling aan lage concentraties gewasbeschermingsmiddelen beperkt is.

## **3.3 Fungiciden**

De meeste fungiciden hebben een brede werking, en lijken hiermee op biociden. Fungiciden kunnen directe effecten hebben op de groei van waterplanten (<sup>43,44</sup>). Er is een tekort aan kennis over de directe effecten van fungiciden en ook de indirecte effecten zijn zelden bestudeerd (<sup>1</sup>). Langdurige blootstelling aan een fungicide kan leiden tot effecten op watervlooiën en ongewervelde dieren, waarbij indirect de groei van algen in de waterlaag en waterplanten wordt gestimuleerd (<sup>45</sup>). In een meer complex ecosysteem zijn effecten van een fungicide waargenomen op wormen in de waterlaag en ongewervelde dieren op het sediment, zonder effecten op waterplanten (<sup>46</sup>). Groepen organismen die gevoelig zijn voor fungiciden zijn vaak hele andere groepen dan de groepen die gevoelig zijn voor insecticiden. In een studie met een fungicide waren de watervlooiën Rotiferen en Copepoden het meest gevoelig en niet de watervlooiën van het geslacht *Daphnia* (<sup>47</sup>). De huidig gehanteerde testsoorten alg, *Daphnia* en vis bieden onvoldoende bescherming voor het ecosysteem bij toelating, en zijn dus niet altijd de meest geschikte indicatoren van watervervuiling.

## **3.4 Voedselrijkdom ecosysteem**

De mate waarin een ecosysteem opgeladen is met voedingsstoffen, beïnvloedt de hoeveelheid organisch materiaal die aanwezig is (inclusief algen en ondergedoken

waterplanten) en de structuur en het functioneren van het ecosysteem<sup>(37)</sup>, waardoor de blootstelling aan bestrijdingsmiddelen wordt beïnvloed. Voedselrijkdom van het systeem kan op meerdere manieren een rol spelen.

#### A. Voedselwebstructuur en biologische processen.

Biologische processen kunnen significante effecten hebben op de lotgevallen van gifstoffen<sup>(9, 48)</sup>. Fotosynthese door waterplanten kan bijvoorbeeld de pH van de waterlaag rond bladeren verhogen (tot pH 9) waardoor de hydrolyse (afbraak) van gifstoffen kan toenemen<sup>(22, 49)</sup>, en stoffen daardoor sneller verdwijnen uit het systeem.

#### B. Toename van gevoeligheid voor gifstoffen.

Eutrofiëring leidt tot een grotere beschikbaarheid van voedsel voor de watervlo *Daphnia*, waardoor er een verschuiving optreedt naar grotere aantallen maar kleinere nakomelingen<sup>(50, 51)</sup>. Deze kleinere individuen zijn over het algemeen gevoeliger voor gifstoffen<sup>(51)</sup>.

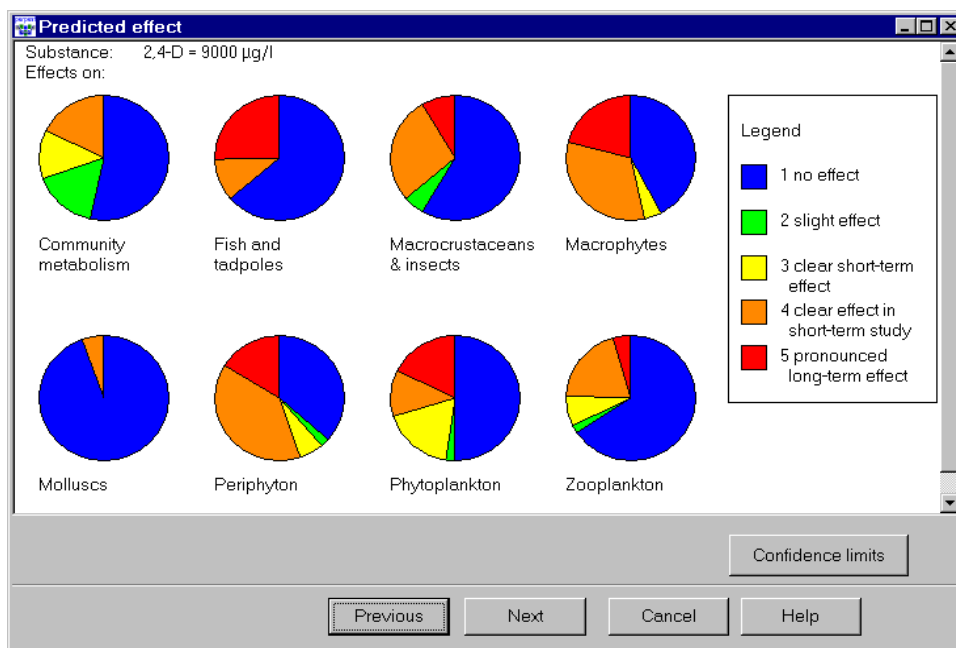
#### C. Interferentie voedselbeschikbaarheid en toxiciteit.

Een grotere beschikbaarheid van kwalitatief goed voedsel kan leiden tot een betere fysiologie en daarmee tot een hogere tolerantie van organismen<sup>(52)</sup>. De voedselrijkdom van een systeem is van invloed op de kwaliteit en kwantiteit van het beschikbare voedsel. Afhankelijk van de mate van het beschikbare voedsel is de werking van een giftige stof meer of minder specifiek voor verschillende algensoorten<sup>(53)</sup>. Interactie van voedingsstoffen met gifstoffen wordt in een scala van artikelen aangetoond<sup>(9, 48, 53, 54, 55)</sup>, waarbij doorgaans in voedselrijke systemen de effecten van gifstoffen minder zijn.

### **3.5 Kwantificering van concentraties waar toename van algengroei en/of eutrofiëring optreedt met behulp van Perpest**

PERPEST is een informatiemodel gebaseerd op Case-Based Reasoning<sup>(56, 57)</sup>. Het model is ontworpen om de ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen te voorspellen.

De Case-Base in het model omvat resultaten van experimenten in micro- en mesocosms. Deze resultaten zijn opgeslagen in het geheugen en worden gebruikt om de directe en indirecte effecten te voorspellen in nieuwe situaties, met andere stoffen of met combinaties van stoffen. De modeluitvoer laat tegelijkertijd de directe en indirecte effecten zien op 8 groepen van organismen (zie Figuur 6).



Figuur 6. Voorbeeld van output van PERPEST. De taartdiagrammen laten het percentage van de organismegroep per effectklasse in de beschikbare cases.

De achterliggende artikelen uit de Case-Base achter het PERPEST model zijn gebruikt om concentraties waarbij algengroei en/of afname van waterplanten als indirect effect optreden, te kwantificeren. Waar mogelijk is er onderscheid gemaakt tussen korte en lange termijn effecten. De Case-Base hebben we ingeperkt tot die studies waarbij: 1. algen en, in het geval van herbiciden, ook waterplanten zijn bestudeerd; 2. positieve korte- of lange-termijn effecten op algen zijn waargenomen en gekwantificeerd (dus toename van algen); 3. de effecten op waterplanten, als deze er zijn, negatief zijn (afname) 4. stoffen zijn meegenomen waarvan voldoende informatie beschikbaar was. Dit resulteerde in 63 studies. Het quotiënt van de concentratie waarbij het effect optreedt ten opzichte van de No Effect Concentration (NOEC) van de studie is een belangrijk hulpmiddel bij de analyse. De NOEC is de concentratie waarbij statistisch geen effect op het ecosysteem kan worden aangetoond.

Tabel 1. *Quotiënt van de effectconcentratie en de NOEC (No Observed Effect Concentration) voor een aantal bestrijdingsmiddelen (enkele insecticiden en herbiciden en een fungicide), gesorteerd op oplopend quotiënt tot maximaal 10. De effectconcentraties betreffen korte- (KT) of lange-termijn (LT) effecten op algen en soms ook waterplanten (afname). Een aantal studies gaf korte-termijn-effecten te zien, maar de duur van de studie was te kort om lange-termijn-effecten te bestuderen (aangeduid met LT?). Voor sommige bestrijdingsmiddelen zijn meerdere studies bekend, per studie is een quotiënt berekend. H = Herbicide; I = Insecticide; F = Fungicide.*

Stof	Stof	Quotient EC / NOEC			KT	LT?	LT
Diquat	H	1	2	10	1	2	
Cypermethrin	I	2,4	3,3		1	1	
Carbaryl	I	2,9	7,1	10		3	
Linuron	H	3		10	1		1
Metribuzin	H	3,1			1		
Lindane	I	4	8			2	
Endosulfan	I		6,9			1	
Diflubenzuron	I			10		1	
Pyridaben	I			10	1		
Chlorpyrifos	I			10	1	1	
CuOH	F			10			1

Voor 19 van de 63 studies konden toename van algengroei en/of afname van waterplanten worden aangetoond bij een factor van 10 x de NOEC of minder. Tabel 1 geeft een overzicht van deze studies. De 19 studies betreffen 11 stoffen (3 herbiciden, 7 insecticiden en 1 fungicide). Bij de overige studies (44 van de 63 studies) was het quotiënt groter dan 10 en was bovendien niet altijd sprake van een toename van algen. Het was niet altijd bekend of effecten lang- of kortdurend waren. Langdurende effecten werden bij de geanalyseerde 19 studies alleen bij een quotiënt van 10 waargenomen, maar niet in alle gevallen. Verdubbeling of verdriedubbeling van periferytische algen op waterplanten leidde bij Linuron bij een quotiënt van 1-3 tot korte-termijn-effecten en bij een quotiënt van 10 tot langdurige afname in waterplanten.

Uit deze pilot analyse van experimenten waarin één bestrijdingsmiddel is toegediend, kan worden geconcludeerd dat bij sommige stoffen en onder bepaalde omstandigheden bij een concentratie 10 maal hoger dan de NOEC, een omslag in structuur kan optreden, namelijk een langdurige toename van algen op waterplanten of in het water en daardoor een afname in waterplanten. Bij concentraties die minder dan 10 maal hoger zijn dan de NOEC, kan algengroei gedurende korte tijd toenemen, maar hoeft dit niet in alle gevallen te leiden tot verdwijnen van waterplanten. Voor extrapolatie naar het veld betekent het voorgaande dat bij een concentratie die 10 maal of nog hoger is dan de NOEC, kans bestaat op een omslag in ecosysteem structuur. Hoe groot deze kans is vraagt nader onderzoek. In hoeverre mengseltoxiciteit van invloed is op het omslaan van ecosystemen is onbekend, het mogelijke effect van mengseltoxiciteit is niet meegenomen in deze PERPEST analyse.

## 4 Conclusies en aanbevelingen

*In deze notitie is een overzicht gegeven van de verschillende manieren waarop bestrijdingsmiddelen in concentraties boven kritische drempelwaarden, effect kunnen hebben op de toestand van een meer of sloot. Hieronder worden de conclusies puntsgewijs weergegeven. Tabel 1 geeft een overzicht van de aspecten die al goed onderzocht zijn, en waar de kennisbiaten liggen.*

*Een belangrijke uitkomst van deze notitie is dat de wijze waarop bestrijdingsmiddelen in concentraties boven de kritische drempelwaarden, zullen doorwerken in een meer of sloot, afhangt van het type water, de planten en dieren die erin aanwezig zijn en hun onderlinge wisselwerking. De beste beheersoptie zal per waterlichaam opgesteld moeten worden. De informatie die in deze notitie wordt gegeven kan hierbij als leidraad dienen.*

*De belangrijkste antwoorden op de gestelde vragen zijn:*

*Kan belasting van watersystemen met bestrijdingsmiddelen leiden tot effecten op de ecosysteem structuur die lijken op eutrofiëring (toename van algen en afname van waterplanten) ?*

*Ja, dat kan en is in ieder geval aangetoond in mesocosms.*

*Door welke type middelen?*

*Deze notitie geeft voorbeelden van verschillende insecticiden, herbiciden én fungiciden die tot eutrofiëring kunnen leiden.*

*Bij welke concentraties?*




*Toename van algengroei treedt op bij concentraties die variëren van 1 tot 10 keer de NOEC waarde (concentratie waarbij het ecosysteem geen enkel effect ondervindt). Effecten op ecosysteem structuur die lijken op eutrofiëring –toename van algen en tevens afname van waterplanten - kunnen optreden bij een factor 10.*

De belangrijkste conclusies die uit deze notitie volgen zijn:

- Bestrijdingsmiddelen in concentraties boven kritische drempelwaarden kunnen de levensgemeenschappen in oppervlaktewater via directe en indirecte effecten beïnvloeden. Deze effecten werken top-down of bottom-up door in het voedselweb (zogenaamde effectketens), en kunnen daarbij leiden tot een omslag in ecosysteem structuur, zoals toename van drijvende algen en toename van algen die groeien op waterplanten. In systemen die oorspronkelijk door waterplanten werden gedomineerd, kunnen waterplanten hierdoor verdwijnen. Dit is aangetoond in studies in experimentele ecosystemen (modelecosystemen).
- Bestrijdingsmiddelen in concentraties boven kritische drempelwaarden kunnen het eutrofiëringsproces versterken.
- Als een ecosysteem voedselrijker wordt of juist minder voedselrijk kan dit gevolgen hebben voor de blootstelling aan bestrijdingsmiddelen.
- Bij een afname van de voedselrijkdom en bij het gelijk blijven van de belasting met bestrijdingsmiddelen, kunnen risico's van bestrijdingsmiddelen toenemen.

- Langdurig lage concentraties bestrijdingsmiddelen kunnen mogelijk via het optreden van directe en indirecte effecten leiden tot veranderingen in de opbouw en het functioneren van aquatische ecosystemen. Hierover is nog weinig bekend.
- Over de effecten van langdurige blootstelling aan lage concentraties van mengsels van bestrijdingsmiddelen is nog weinig bekend.
- Routinematige monitoring is onvoldoende om de vraag te beantwoorden in welke mate bestrijdingsmiddelen een structuuromslag kunnen veroorzaken.
- Subtiële veranderingen in het ecosysteem kunnen samen een verschuiving veroorzaken.
- Directe effecten kunnen wel voorspeld worden met behulp van literatuurgegevens, indirecte effecten zijn moeilijk te voorspellen want deze zijn afhankelijk van de ecosysteem structuur.
- De koppeling van concentraties in het oppervlaktewater (met evt. overschrijdingen MTR) met NOEC en effectconcentraties zoals bepaald met PERPEST, zal meer inzicht geven in de mate waarin effect van bestrijdingsmiddelen op structuur verwacht kan worden.

Tabel 2. Kennis en hiaten van effecten van bestrijdingsmiddelen op verschillende schaalniveaus.

		
laboratoriumschaal	mesocosmschaal	veldschaal
<i>Wat weten we goed?</i>		
mechanismen	mechanismen	mechanismen kunnen verborgen zijn
effecten op één of enkele soorten en soorteninteracties	directe en indirecte effecten	de gevoelige organismen voor de verschillende groepen bestrijdingsmiddelen
<i>Wat zijn de kennishiaten?</i>		
meerdere trofische interacties	doorvertaling naar veldschaal	effecten van langdurig lage concentraties
	invloed structuur op doorvertalen effecten naar veld	effecten van mengsels van stoffen met langdurig lage concentraties
	functionele redundantie	indirecte effecten (onvoorspelbaar)
	blootstelling wordt beïnvloed door structuur (lagere blootstelling bij veel algen)	oorzaak-gevolg ketens



## Literatuur

- 1 Sayer, C.D., D.J. Hoare, G.L. Simpson, A.C.G. Henderson, E.R. Liptrot, M.J. Jackson, P.G. Appleby, J.F. Boyle, J.I. Jones & M.J. Waldock, 2006. TBT causes regime shift in shallow lakes. *Environ. Sci. Technol.* 40: 5269-5275.
- 2 Scheffer, M., S.H. Hosper, M-L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8: 275-279.
- 3 Scheffer, M., 1990. Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia* 200-201: 475-486.
- 4 Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London.
- 5 Richard, D.I., R. Small & J.A. Osborne, 1984. Phytoplankton responses to reduction and elimination of submerged vegetation by herbicides and grass carp in four Florida lakes. *Aquat. Bot.* 20: 307-319.
- 6 Jones, J.I. & C.D. Sayer, 2003. Does the fish-invertebrate-periphyton cascade precipitate plant loss in shallow lakes? *Ecology* 84: 2155-2167.
- 7 Phillips, G.L., D. Eminson & B. Moss, 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquat. Bot.* 4: 102-126.
- 8 Simons, J., J. Sinkeldam, A.P. van Beem & R. Roijackers, 1999. Periphytic macro- and microalgae in a semi-artificial eutrophication gradient. *Diatomededelingen* 23-24.
- 9 Koelmans, A.A., A.M. Verschoor, A. van der Heijde, R.H. Aalderink & E. van Donk, 1997. Interactions of eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems. *Rapport Leerstoelgroep Waterkwaliteit en Aquatische Ecologie*. In opdracht van RIZA. 55 pp.
- 10 Gunnarsson, J., M. Bjork, M. Gilek, M. Granberg, R. Rosenberg, 2000. Effects of eutrophication on contaminant cycling in marine benthic systems. *Ambio* 29: 252-259.
- 11 Fleeger, J.W., K.R. Carman & R.M. Nisbet, 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment* 317: 207-233.
- 12 Brock, T. C. M., Roijackers, R. M. M., Rollon, R., Bransen, F., Van der Heyden, L., 1995. Effects of nutrient loading and insecticide application on the ecology of Elodea-dominated freshwater microcosms. II. Responses of macrophytes, periphyton and macroinvertebrate grazers. *Archiv für Hydrobiologie* 134: 53-74.
- 13 Lozano, S.J., S.L. O'Halloran, K.W. Sargent, McCarthy, J.F. & S.M. Bartell, 1998. How the trophic status of a community can alter the bioavailability and toxic effects of contaminants. In: J. Cairns, Jr. and J.R. Pratt, eds., *Functional Testing of Aquatic Biota for Estimating Hazards of Chemicals*. STP 988. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, pp. 3-16.
- 14 Van den Brink, P.J., R.P.A. van Wijngaarden, W.G.H. Lucassen, T.C.M. Brock, P. Leeuwangh, 1996. Effects of the insecticide Dursban 4<sup>E</sup> (active ingredient chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: II. Invertebrate community responses and recovery. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 1143-1153.
- 15 Christensen, B.T., T.L. Lauridsen, H.W. Ravn & M. Bayley, 2005. A comparison of feeding efficiency and swimming ability of *Daphnia magna* exposed to cypermethrin. *Aquatic Toxicology*: 210-220.
- 16 Van Wijngaarden R.P.A., Brock T.C.M. & Van den Brink, P.J., 2005a. Threshold levels of insecticides in freshwater ecosystems, a review. *Ecotoxicology* 14: 355-380.
- 17 Bengtsson, G., L-A. Hansson & K. Montenegro, 2004, Reduced grazing rates in *Daphnia pulex* caused by contaminants: Implications for trophic cascades. *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 2641-2648.
- 18 Rohr, J.R., Crumrine, P.W., 2005. Effects of an herbicide and an insecticide on pond community structure and processes. *Ecological Applications* 15: 1135-1147.
- 19 Relyea, R.A., 2006. The effects of pesticides, pH, and predatory stress on amphibians under mesocosm conditions. *Ecotoxicology* 15: 503-511.
- 20 Relyea, R.A., Schoeppner, N.M., Hoverman, J.T., 2005. Pesticides and amphibians: The importance of community context. *Ecological Applications* 15: 1125-1134.
- 21 Brock, T.C.M., M. van den Bogaert, A.R. Bos, S.W.F. van Breukelen, R. Reiche, J. Terwoert, R.E.M. Suykerbuyk & R.M.M. Roijackers, 1992. Fate and effects of the insecticide Dursban 4e in

- indoor *Elodea*-dominated and macrophyte-free freshwater model ecosystems: II. Secondary effects on community structure. Arch. Environ. Contam. Toxicol.: 391-409.
- 22 Brock, T. C. M., Crum, S. J. H., Van Wijngaarden, R. P. A., Budde, B. J., Tijink, J., Zuppelli, A., Leeuwangh, P., 1992. Fate and effects of the insecticide Dursban 4E in indoor *Elodea*-dominated and macrophyte-free freshwater model ecosystems: I. Fate and primary effects of the active ingredient chlorpyrifos. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 23: 69-84.
  - 23 Van Donk, E., Prins, H., Voogd, H. M., Crum, S.J.H., Brock, T. C. M., 1995. Effects of nutrient loading and insecticide application on the ecology of *Elodea*-dominated freshwater microcosms. I. Responses of plankton and zooplanktivorous insects. Archiv für Hydrobiologie 133: 417-439.
  - 24 Van Wijngaarden, R.P.A., G. van Geest & T.C.M. Brock, 1998. Ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen in zoetwater ecosystemen. II. Insecticiden. STOWA Rapport 98-31.
  - 25 Roessink, I., G.H.P. Arts, J.D.M. Belgers, F. Bransen, S.J. Maund & T.C.M. Brock, 2005. Effects of Lambda-Cyhalothrin in two ditch microcosm systems of different trophic status. Environ. Toxicol. Chem. 24: 1684-1696.
  - 26 Van Wijngaarden, R.P.A., 2006. Interpretation and extrapolation of ecological responses in model ecosystems stressed with non-persistent insecticides. Proefschrift Wageningen Universiteit. 248 pp.
  - 27 Hanazato, T. & M. Yasuno, 1990. Influence of *Chaoborus* density on the effects of an insecticide on zooplankton communities in ponds. Hydrobiologia 194: 183-197.
  - 28 Hanazato, 1991. Effects of repeated application of carbaryl on zooplankton communities in experimental ponds with or without the predator *Chaoborus*. Environ. Pollut. 74: 309-324.
  - 29 Stansfield, J., B. Moss & K. Irvine, 1989. The loss of submerged plants with eutrophication III. Potential role of organochlorine pesticides: a palaeoecological study. Freshwat. Biol. 22: 109-132.
  - 30 Brock, T. C. M., Vet, J. J. R., Kerkhofs, M. J. J., Lijzen, J., Van Zuilekom, W. J., Gylstra, R., 1993. Fate and effects of the insecticide Dursban 4E in indoor *Elodea*-dominated and macrophyte free freshwater model ecosystems: III. Aspects of ecosystem functioning. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 25: 160-169.
  - 31 Cuppen, J. G. M., Gylstra, R., Van Beusekom, S., Budde, B. J., Brock, T. C. M., 1995. Effects of nutrient loading and insecticide application on the ecology of *Elodea*-dominated freshwater microcosms. III. Responses of macroinvertebrate detritivores, breakdown of plant litter, and final conclusions. Archiv für Hydrobiologie 134: 157-177.
  - 32 Hanazato, T., 1998. Response of a zooplankton community to insecticide application in experimental ponds: a review and the implications of the effects of chemicals on the structure and functioning of freshwater communities. Environ. Pollut. 101: 361-373.
  - 33 Hanazato, T., 2001. Pesticide effects on freshwater zooplankton: an ecological perspective. Environ. Pollut. 112: 1-10.
  - 34 Scholten, M.C.Th., E.M. Foekema & R.G. Jak, 1996. Toxic anorexia of daphnids: a critical factor in the development of eutrophication problems. In: Kramer, P.R.G., D.A. Jonkers & L. van Liere (eds.). Interactions of nutrients and toxicants in the foodchain of aquatic ecosystems. RIVM rapport no. 703715001.
  - 35 Jak, R.G., 1997. Toxicant-induced changes in zooplankton communities and consequences for phytoplankton development. Thesis Vrije Universiteit, Amsterdam.
  - 36 Jak R.G., J.L. Maas & M.C.Th. Scholten, 1998. Ecotoxicity of 3,4-dichloroaniline in enclosed freshwater plankton communities at different nutrient levels. Ecotoxicology 7: 49-60.
  - 37 Brock, T.C.M., P. J. van den Brink & E.M. Hartgers, 1996. Impact of community nutrient status on fate and effects of insecticides in shallow freshwater ecosystems. In: Kramer, P.R.G., D.A. Jonkers & L. van Liere (eds.). Interactions of nutrients and toxicants in the foodchain of aquatic ecosystems. RIVM rapport no. 703715001.
  - 38 Van Wijngaarden, R.P.A., T.C.M. Brock & M.T. Douglas, 2005. Effects of chlorpyrifos in freshwater model ecosystems: the influence of experimental conditions on ecotoxicological thresholds. Pest. Management Science 61: 923-935.
  - 39 Lahr, J., P.J. van den Brink & T.C.M. Brock, 1998. Ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen in zoetwater ecosystemen. Deel 1: herbiciden. STOWA rapport 98-30. 55 pp. + Bijlagen.
  - 40 Van den Brink, P.J., Hartgers, E.M. Fettweis, U., Crum, S.J.H., Van Donk, E. & Brock T.C.M., 1997. Sensitivity of macrophyte-dominated freshwater microcosms to chronic levels of the herbicide linuron. Ecotoxicology and Environmental Safety 38: 13-24.

- 41 Lürling, M.F.L.L.W & I. Roessink, 2006. On the way to cyanobacterial blooms: impact of the herbicide metribuzin on the competition between a green alga (*Scenedesmus*) and a cyanobacterium (*Microcystis*). *Chemosphere* 65: 618 - 626.
- 42 Barreiro Lozano, R. & J.R. Pratt, 1993. Interaction of toxicants and communities: the role of nutrients. *Environ. Toxicol. Chem.* 13(3): 361-368.
- 43 Arts, G.H.P., J.D.M. Belgers, C.H. Hoekzema & J.T.N.M. Thissen, 2008. Sensitivity of submersed freshwater macrophytes and endpoints in laboratory toxicity tests. *Env. Poll.* 153: 199-206.
- 44 Belgers, J.D.M., R. Aalderink & P.J. Van den Brink, in voorbereiding. Effects of five fungicides on nine non-target submersed macrophytes.
- 45 Van den Brink, P.J., J. Hattink, F. Bransen, E. van Donk & T.C.M. Brock, 2000. Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. II. Zooplankton, primary producers and final conclusions. *Aquat. Toxicol.* 48: 251-264.
- 46 Arts, G.H.P., R.P.A. van Wijngaarden, J.G.M. Cuppen, P.J. van den Brink, Tj.H. van den Hoek, S.J.H. Crum, C.H. van Rhenen & Th.C.M. Brock, in voorbereiding. Effects on ecosystem structure, functioning, and recovery in ditch microcosms of a single application of carbendazim exceeding norm concentrations. In voorbereiding.
- 47 Van Wijngaarden, R.P.A., G.H.P. Arts, J.D.M. Belgers, H. Boonstra, I. Roessink, A. Schroer & T.C.M. Brock, in voorbereiding. The SSD approach to a microcosm study: A case study with the fungicide fluazinam.
- 48 Koelmans, A.A., A. van der Heijde, L.M. Knijff & R.H. Aalderink, 2001. Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate & effects in aquatic ecosystems. A review. *Wat. Res.* 35: 3517-3536.
- 49 Leistra, M., A.J. Zweers, J.S. Warinton, S.J.H. Crum, L.H. Hand, W.H.J. Beltman & S.J. Maund, 2003. Fate of the insecticide lambda-cyhalothrin in ditch enclosures differing in vegetation density. *Pest Management Science* 60: 75-84.
- 50 Enserink, E.L., 1995. Food mediated life history strategies in *Daphnia magna*: their relevance to ecotoxicological evaluations. Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen.
- 51 Enserink, L., W. Luttmer & H. Maas-Diepeveen, 1990. Reproductive strategy of *Daphnia magna* affects the sensitivity of its progeny in acute toxicity tests. *Aquatic Toxicology* 17: 15-25.
- 52 De Haas, E.M., M.L. Paumen, A.A. Koelmans & M.H.S. Kraak, 2004. Combined effects of copper and food on the midge *Chironomus riparius* in whole-sediment bio-assays. *Env. Poll.* 127: 99-107.
- 53 Interlandi, S.J., 2002. Nutrient-toxicant interactions in natural and constructed phytoplankton communities: results of experiments in semi-continuous and batch culture. *Aquatic Toxicology* 61: 35-51.
- 54 Kramer, P.R.G., D.A. Jonkers & L. van Liere, 1996. Interactions of nutrients and toxicants in the foodchain of aquatic ecosystems. RIVM rapport no. 703715001.
- 55 Skei, J., P. Larsson, R. Rosenberg, P. Jonsson, M. Olsson & D. Broman, 2000. Eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems. *Ambio* 29: 184-194.
- 56 Van den Brink, P.J., J. Roelsma, E.H. Van Nes, M. Scheffer & T.C.M. Brock (2002): A case-based reasoning model to predict ecological risks of pesticides. *Environ. Toxicol. Chem.* 21: 2500-2506.
- 57 Van den Brink, P.J., C.D. Brown and I.G. Dubus. (2006). Using the expert model PERPEST to translate measured and predicted pesticide exposure data into ecological risks. *Ecological Modelling* 191: 106-117.



## Bijlage 1 – Verklarende woordenlijst

**bottom-up controle** beïnvloeding van het voedselweb via de nutriëntenstroom en de effecten daarvan op primaire producenten en consumenten.

**primaire producenten** organismen die organische verbindingen produceren met behulp van lichtenergie dat door pigmenten wordt geabsorbeerd (zogenaamde fotosynthese). Primaire producenten zijn algen en waterplanten.

**secundaire producenten** herbivoren (planten- of algeneters)

**voedselweb** een keten of webvormige structuur van organismen die met elkaar zijn verbonden zijn via relaties van eten en gegeten worden.

**top-down controle** beïnvloeding van het voedselweb via de top-predator