Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Freising-Weihenstephan 1990) Band 20
1991

Simulation der Insektizidwirkung auf das Plankton eines Modellökosystems

Udo Hommen, Hans Toni Ratte und Hans Joachim Poethke

Synopsis

The effects of the pyrethroid Cyfluthrin on a phyto- and zooplankton community was studied in three small artificial ponds. After application a strong decrease of crustaceans was observed while rotifers seemed to be less affected. The phytoplankton density increased due to the reduced grazing pressure. For a causal analysis of these experiments and to facilitate their interpretation, a difference equation model was developed to simulate the dynamics of the four most abundant zooplankton genera, the phytoplankton, and the nutrients nitrogen and phosphorus.
The modelling procedure with its steps of model building, parameter estimation, verification, sensitivity analysis, calibration, and validation is described. The simulation results are compared with the mesocosm data and show a satisfying correspondence.

mathematical modelling, computer simulation, systems analysis, mesocosm, pond study, pyrethroid, Cyfluthrin

1. Einleitung

Neben den konventionellen ökotoxikologischen Tests an einer einzelnen Art unter konstanten Laborbedingungen ("single species tests") gewinnen Untersuchungen des ökologischen Gefährdungspotentials von Substanzen an Systemen höherer Organisationsebene immer mehr an Bedeutung. Häufig wird hier das ökologische Gefährdungspotential einer Substanz in größeren Teichsystemen untersucht. Bei der Interpretation und der statistischen Absicherung der Ergebnisse solcher Untersuchungen ergeben sich dabei aber Probleme, da mit der Komplexität der untersuchten Systeme in der Regel auch die natürliche Variabilität zunimmt: Identische Startbedingungen sind in großen, naturnahen Teichen kaum zu erreichen, so daß beobachtete Unterschiede zwischen verschieden behandelten Teichen nur schwer eindeutig auf die Testsubstanz zurückzuführen und von der natürlichen Variabilität der Systeme zu trennen sind.
Um diese Varianz der Startbedingungen zu minimieren, wurden bei dem hier verwendeten Freilandsystem drei Becken mit Schleusen verbunden, so daß vor der Applikation der zu testenden Substanz quasi ein einziger Wasserkörper vorlag. Im Rahmen einer Eignungsprüfung dieser Anlage für ökotoxikologische Fragestellungen wurde unter anderem auch die Auswirkung einer Insektizidapplikation auf das Plankton in den Modellteichen untersucht. Dieser Versuch bildet die Grundlage für das hier vorgestellte Simulationsmodell.
Ziel der Modellierung war es, ein besseres Verständnis der komplexen Zusammenhänge zu erreichen (s. KAISER 1985), um die Hypothesen, die bei der Interpretation der Ergebnisse aufgestellt wurden, überprüfen zu können. In diesem Sinne ist das Modell in seiner jetzigen Version kein Werkzeug zur quantitativen Prognose von Schadstoffauswirkungen, sondern ein Instrument der Systemanalyse.

2. Teichversuch

2.1 Material und Methoden

Die verwendete Teichanlage besteht aus drei runden Edelstahlbecken mit je 5.000 l Fassungsvermögen (Durchmesser 2 m); die 0,5 m breiten Schleusen ermöglichen eine ausreichende Verbin-

dung der Einzelbecken. Nachdem die Becken im Frühjahr 1986 mit einer ca. 10 cm dicken Sedimentschicht aus einer Talsperre angeimpft und mit künstlichem Süßwasser aufgefüllt worden waren, entwickelte sich eine naturnahe Planktongemeinschaft, die auch 10 Wochen nach dem Schließen der Schleusen eine sehr gut übereinstimmende Entwicklung in den getrennten Teichen zeigte (PELZER 1988). Diese Parallelitätsprüfung ließ erwarten, daß Substanzeffekte gut zu erkennen und abzusichern sind. Im darauf folgenden Jahr wurde deshalb die Auswirkung des insektiziden Pyrethroids Cyfluthrin untersucht. Nach vier Wochen Vorlaufzeit wurden bei geschlossenen Schleusen 1,7 bzw. 8,4 µg a.i./l (a.i. = active ingredient) mit dem Spritzbalken appliziert. Der dritte Teich diente als Kontrolle.

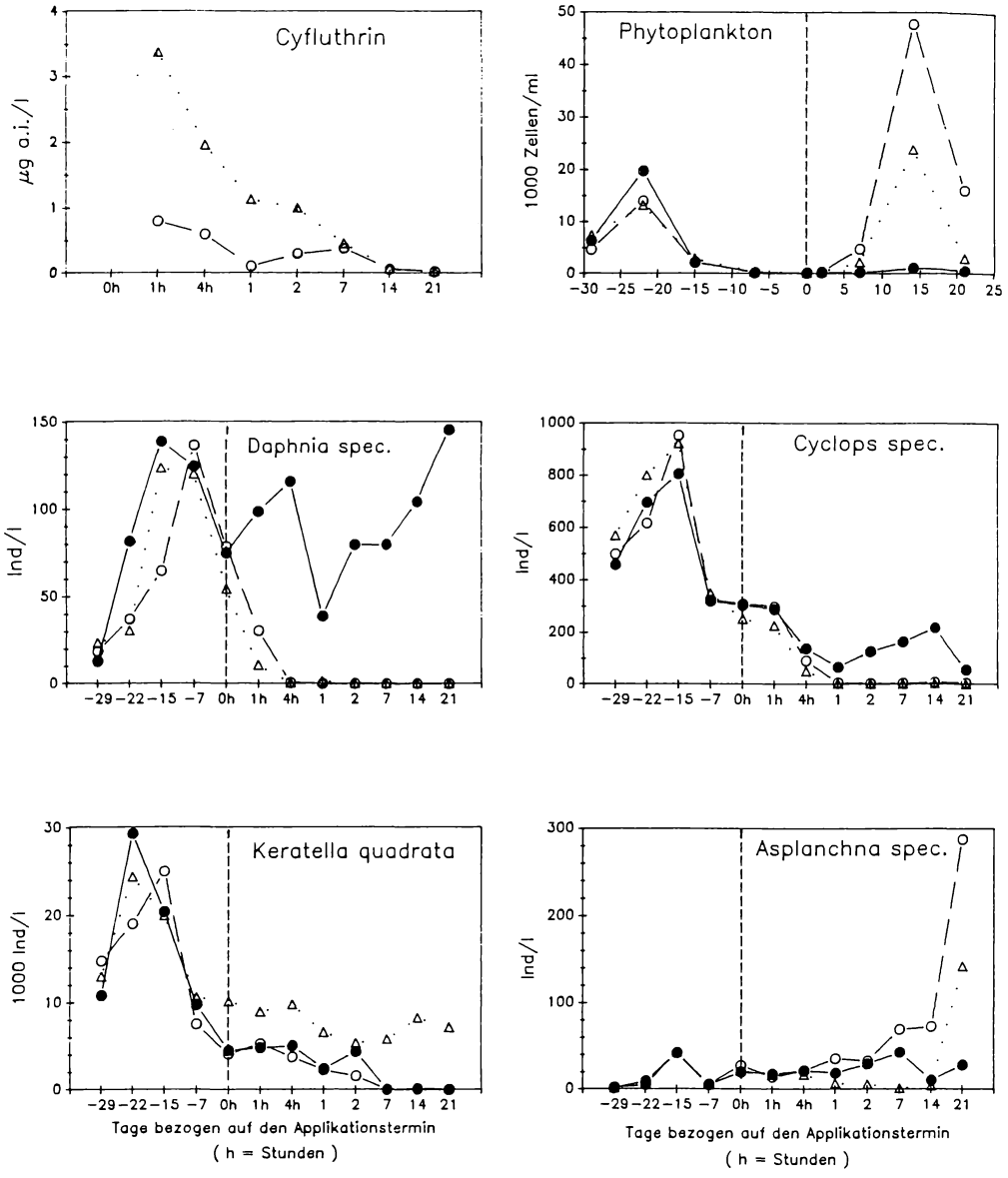

Abb. 1: Ergebnisse des Teichversuchs
Geschlossene Kreise: Kontrolle
offene Kreise: 1.7 µg a.i./l; offene Dreiecke: 8.3 µg a.i./l

Während des gesamten Versuchs wurden die physikochemischen Parameter, die Phytoplankton- und Zooplanktondichten und der Verlauf der Wirkstoffkonzentration im Wasserkörper nach der Applikation mindestens wöchentlich untersucht.

2.2 Ergebnisse und Hypothesenbildung

In Abb. 1 sind die wichtigsten Ergebnisse des Teichversuchs zusammengefaßt. Das Phytoplankton wurde klar von der Gattung Cryptomonas dominiert, so daß es hier nicht weiter unterteilt wurde, während für das Zooplankton die vier häufigsten Gattungen dargestellt sind.
Ausgehend davon, daß die Planktondynamik in den unbelasteten Modellteichen der in natürlichen, größeren Gewässern, wie sie z. B. im PEG-Modell beschrieben ist (SOMMER & al. 1986), entspricht, wurden zur kausalen Deutung der Ergebnisse folgende Hypothesen aufgestellt:

- Cyfluthrin hat keine direkte Wirkung auf das Phytoplankton; dies zeigten auch Laborversuche an Grünalgen, in denen auch bei Konzentrationen von 10 mg a.i./l keine Wachstumshemmung festgestellt werden konnte.
- Die vier Zooplanktongattungen sind unterschiedlich empfindlich gegenüber Cyfluthrin: Die Crustaceen Daphnia und Cyclops scheinen sehr empfindlich zu sein, während Keratella auch bei der höheren Dosis keinen Populationsrückgang zeigte. Für Asplanchna wurde eine mittlere Empfindlichkeit angenommen.
- Der Wegfall des Fraßdrucks vor allem der Daphnien ermöglicht dem Phytoplankton eine starke Zunahme nach der Applikation in beiden Teichen.
- Bei der niedrigen Dosis wird die Keratellenpopulation durch den Räuber Asplanchna kurzgehalten, während bei der höheren Dosis auch Asplanchna geschädigt wird, so daß Keratella höhere Dichten erreichen kann.
- Durch den Fraßdruck der Keratellen im Teich mit der höheren Dosis ist dort die Algendichte niedriger.

3. Modellbildung und Simulation

Das Simulationsmodell soll die Wirkung des Cyfluthrins auf das Plankton abbilden. Das Insektizid, das Phytoplankton und die vier häufigsten Zooplanktongattungen sind daher die wichtigsten Komponenten des Modells. Um die Dynamik des Phytoplanktons besser beschreiben zu können, wurden die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor ebenfalls berücksichtigt.
Diese acht Größen sind nach den oben aufgestellten Hypothesen und allgemeinen Annahmen über die Funktion aquatischer Ökosysteme über drei Arten von Wechselwirkungen miteinander verbunden (Abb. 2): die direkte, unterschiedlich starke Wirkung des Insektizids auf das Zooplankton, Räuber-Beute-Beziehungen und ein vereinfachter Nährstoffkreislauf.

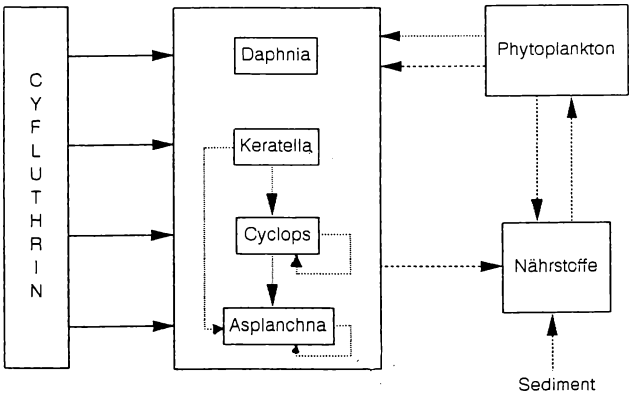

Abb. 2:
Konzeptdiagramm des Modells
Durchgezogene Pfeile: direkte Insektizidwirkung
Gepunktete Pfeile: Räuber-Beute-Beziehung (Biomassefluß)
Gestrichelte Pfeile: Nährstofffluß

Tab. 1: Gleichungssystem des Modells

Insektizid I

$$I_t = I_0 * \exp(-\ln 2 / t_H * t)$$

mit I_t : Konzentration im Wasser zur Zeit t [µg/l]
I_0 : Applikationsdosis [µg/l]
t_H : Halbwertzeit des exponentiellen Zerfalls [d]

Phytoplankton P

$$\Delta B_P = B_P * P_{max} * \mathrm{Min}\{ N/(K_N+N) , Pho/(K_{Pho}+Pho) \} * \Delta t - B_P * r_P * \Delta t - Graz$$

mit B_P : Phytoplanktonbiomasse [mg/l]
P_{max} : Maximale Produktionsrate [/d]
N,Pho : Konzentration von gelöstem Stickstoff und Phosphor [mg/l]
K_i : Michaelis-Menten-Konstante für die Aufnahme von Nährstoff i [mg/l]
r_P : Respirationsrate, inklusive Exkretion und natürliche Mortalität [/d]
Graz : Verluste durch Zooplanktonfraß [mg/l]

Zooplankton Z

$$\Delta B_z = B_z * a * Cmax_z * \sum_{j=1}^{n} (B_j / (K_z + \Sigma B_j)) * \Delta t - B_z * r_z * \Delta t - B_z * I_t / (I_t + LC_{50}z) * \Delta t / 24\ h - Pred_z$$

mit B_z : Biomasse der Zooplanktongattung z [mg/l]
a : Assimilationseffizienz des Zooplanktons [-]
$Cmax_z$: Maximale Konsumtionsrate der Gattung z[/d]
n : Anzahl der Beutetypen von z
B_j : Biomasse der Beute j [mg/l]
K_z : Michaelis-Menten-Konstante für Fraß [mg/l]
r_z : Respirationsrate der Gattung z, inklusive Exkretion und natürliche Mortalität [/d]
$LC_{50}z$: Konzentration des Insektizids, bei dem 50% der Gattung z in 24 h stirbt [µg/l]
$Pred_z$: Verluste durch Raub, Kalkulation s. Cmax [mg/l]

Nährstoffe N und Pho

$$\Delta N = N_{Sed} * \Delta t - f_N * Prod + f_N * (Resp + Mort)$$

$$\Delta Pho = Pho_{Sed} * \Delta t - f_{Pho} * Prod + f_{Pho} * (Resp - Mort)$$

mit X_{Sed} : Freisetzungsrate von x aus dem Sediment [mg/l/d]
f_x : Anteil von x an der Planktonbiomasse [-]
Prod : Bruttoproduktion des Phytoplanktons [mg/l]
Resp : Respirationsverluste des Planktons [mg/l]
Mort : Mortalitätsverluste des Planktons [mg/l]

Es wird angenommen, daß alle vier Zooplanktongattungen Algen fressen, wobei Cyclops und Asplanchna aber auch kleineres Zooplankton fangen können. Der Nähstoffkreislauf wird sehr vereinfacht modelliert: Stickstoff und Phosphor werden ständig aus dem Sediment freigesetzt. Die gelösten Nährstoffe werden durch die Algen assimiliert und gelangen über die Nahrungsaufnahme auch in Zooplanktonbiomasse. Durch Exkretion und durch Zersetzung der abgestorbenen Biomasse werden sie schließlich wieder in das Wasser freigesetzt.
Der nächste Schritt der Modellierung bestand in der Übertragung dieser konzeptionellen Zusammenhänge in ein Gleichungssystem. Die Basis bildete dabei eine vereinfachte Version des Modells CLEAN (PARK & al. 1974), wobei Prozesse wie Photosynthese, Konsumtion, Assimilation und Respiration durch nicht-lineare Gleichungen beschrieben werden. Das Gleichungssystem und die Bedeutung der Parameter sind in Tab. 1 zusammengestellt.
Als erster Schritt zur Parameterisierung des Modells wurden - soweit sie verfügbar waren - Mittelwerte veröffentlichter Daten verwendet (JÖRGENSEN 1983). Für das Zooplankton lagen nur Werte für Zooplankton als Gesamtheit vor, die Parameter für die einzelnen Gattungen wurden daher in Abhängigkeit von der mittleren Individuenbiomasse der Tiere geschätzt (Keratella < Asplanchna < Cyclops < Daphnia). Die maximale Freßrate und die Respirationsraten sollten mit der Körpergröße abnehmen (BANSE 1979), während die Michaelis-Menten-Konstanten für das Grazing in Übereinstimmung mit der Size-Efficiency-Hypothesis (BROOKS & DODSON 1965) mit der Körpergröße zunehmen sollten. Die Empfindlichkeit der Tiere gegenüber dem Insektizid wurden entsprechend den Ergebnissen der Teichversuche und Labordaten für *Daphnia magna* abgeschätzt.
Die Verifizierung der internen Logik des Modells und der Richtigkeit des Programmcodes erfolgte mit dem so erhaltenen ersten Parametersatz. Dabei wurde das qualitative Verhalten des Modells (d. h. die Langzeitstabilitiät, der Einfluß erhöhter Nährstoffzuflüsse und die Auswirkung einer Insektizidapplikation) auf seine Plausibilität hin untersucht (s. JÖRGENSEN 1986).
Nach der Verifizierung sollte eine Sensitivitätsanalyse Aufschluß über die Bedeutung der einzelnen Modellparameter für das Verhalten des Modells geben. Dazu wurde jeder Parameterwert um ± 10 % verändert und die so simulierte Dynamik der Algen und der vier Zooplanktongattungen wurde mit dem Referenzlauf (erster unveränderten Parametersatz) verglichen. Dabei stellten sich die maximale Photosyntheserate, die maximalen Freßraten der Zooplanktongattungen und deren Assimilationseffizienz als die sensitivsten Parameter unseres Modells heraus.
Wir haben uns daher bei der Kalibrierung auf diese Werte beschränkt. Wegen des schmalen Bereichs der veröffentlichten Werte (0,6 bis 0,65) wurde die Assimilationseffizienz konstant gehalten. Zusätzlich zu P_{max} und den vier C_{max} wurden die unbekannten Freisetzungsraten der Nährstoffe aus dem Sediment und die Anfangskonzentration des Phosphors in einer Monte-Carlo-Prozedur kalibriert. Die Kalibrierung wurde in Bezug auf die im Kontrollteich beobachteten Abundanzverläufe vorgenommen. Als zu minimierende Zielfunktion diente dabei ein relativer Variationskoeffizient (JÖRGENSEN & al. 1986).
Nach ca. 1.000 Läufen wurde der Kalibrierungsprozeß abgebrochen, weil keine nennenswerte Veränderung der Zielfunktion mehr erreicht wurde. Der vollständige kalibrierte Parametersatz ist in Tab. 2 zusammengestellt.
Der Simulationslauf mit den so kalibrierten Parametern ist in Abb. 3 dargestellt. Stickstoff, Phytoplankton und Zooplankton zeigten eine gute Übereinstimmung zwischen Simulation und Beobachtung (Abb. 3 a): Die natürliche "Frühjahrsalgenblüte" und die darauf folgende "Klarwasserphase" wurden vom Modell annähernd vorhergesagt, ebenso der stetige Anstieg der Stickstoffkonzentration im Wasser. Die Simulationsergebnisse für die einzelnen Zooplanktongattungen zeigten eine Sukzession, wie sie auch in den Teichen beobachtet werden konnte (Abb. 3 b).

Tab. 2: Parametersatz des Modells nach der Kalibrierung

Insektizid

t_H = 4 d
I_0 = 1.671 and 8.355 µg a.i./l
= 25 and 125 g a.i./ha

Phytoplankton

Pmax [/d]	K_N [mg/l]	K_{Pho} [mg/l]	r_P [/d]
1.200	0.200	0.080	0.035

Zooplankton

Genus	Cmax [/d]	r_Z [/d]	K [mg/l]	LC50 [µg/l]
Daphnia	0.63	0.050	1.000	1.000
Keratella	0.92	0.150	2.000	99.000
Cyclops	0.55	0.100	1.900	1.000
Asplanchna	0.80	0.100	1.900	10.000

a = 0.625

Nährstoffe

N_{sed} = 0.0500 mg/l/d
Pho_{sed} = 0.0008 mg/l/d
fN = 0.080
fPho = 0.015

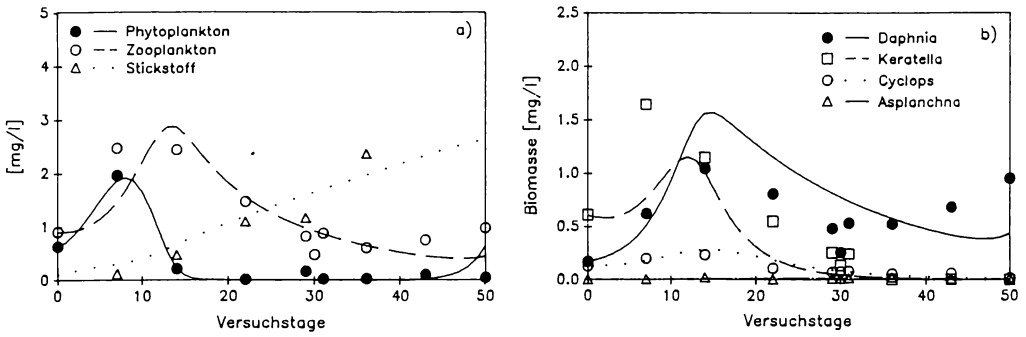

Abb. 3: Simulation der Biomasse- und Nährstoffdynamik des Kontrollteichs, Symbole: Versuch; Linien: Simulation

Zur Validierung eines Modells müssen Simulationsergebnisse mit unabhängigen, nicht zur Kalibrierung verwendeten Daten verglichen werden. Wir haben hierzu die Daten der beiden belasteten Teiche verwendet (Abb. 4):

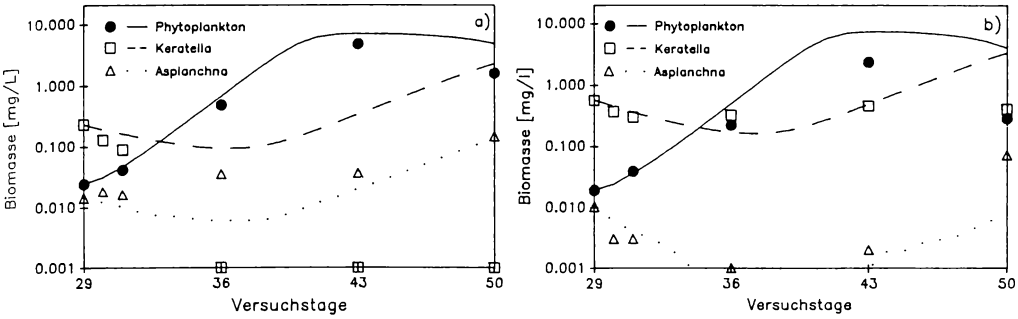

Abb. 4: Simulation der Phytoplankton- und Rotatoriendynamik
Applikation am Tag 29: a) 1,7 - b) 8,3 μg a.i./l
Symbole: Versuch; Linien: Simulation

Für den Fall der Insektizidapplikation am Versuchstag 29 wird ein totaler Rückgang von Daphnia und Cyclops innerhalb von zwei Tagen vorhergesagt, so wie er auch in den Teichen beobachtet wurde. In Abb.4 sind daher die Crustaceen weggelassen worden. Die Phytoplanktonzunahme infolge des herabgesetzten Grazingdrucks wurde ebenfalls vom Modell vorhergesagt, wenn auch etwas überschätzt. Verglichen mit der Kontrolle wurde Asplanchna bei der geringeren Dosis nicht beeinträchtigt und konnte sogar die Populationsdichte leicht erhöhen. In den Simulationsrechnungen reichte der Räuberdruck durch Asplanchna aber nicht aus, die Keratellendichte wie im Teich auf einem niedrigen Niveau zu halten (Abb. 4 a). Bei der höheren Dosis wurde Asplanchna dagegen zunächst reduziert und konnte sich sowohl in der Simulation als auch im Teich erst nach zwei Wochen wieder erholen (Abb. 4 b). Keratella konnte daher eine höhere Populationsdichte erreichen als bei der geringeren Dosis, der Anstieg wurde aber im Modell wieder überschätzt.

4. Diskussion und Ausblick

Für eine qualitative Abschätzung der kausalen Zusammenhänge im untersuchten System zeigt das Modell eine gute Übereinstimmung mit den Versuchsergebnissen. Für Unterschiede zwischen Simulation und Versuch sind unserer Meinung nach drei Punkte ausschlaggebend:

1) Die Versuchsdaten, mit denen die Simulationen verglichen werden, sind nicht frei von Fehlern: die verwendeten Biomassen für die einzelnen Planktongattungen aus der Literatur sind nur als Schätzwerte zu betrachten, da die reale Größenverteilung der Populationen vernachlässigt wurde. Ebenso ist die statistische Unsicherheit bei der Bestimmung von Populationsdichten insbesondere bei niedrigen Dichten zu berücksichtigen. Außerdem repräsentieren die Zeitreihen eines Teiches nur eine Möglichkeit innerhalb des Bereichs der möglichen Systemantworten (POETHKE & al. 1991).

2) Wie oben beschrieben, wurden nur Literaturwerte für die Modellparameter benutzt. Diese Werte wurden nicht speziell für die Bedingungen und Lebensgemeinschaften in den Teichen gemessen, die "wirklichen" Parameter können daher von den verwendeten abweichen.

3) Das Modell selbst enthält einige Vereinfachungen, die unrealistische Effekte haben können. So wird z. B. vorausgesetzt, daß Nährstoffe sofort aus toter Biomasse freigesetzt werden. Dies führt zu einer schnellen Zunahme gelöster Nährstoffe nach der Applikation infolge der hohen Crustaceenmortalität. Dies könnte die Überschätzung der Algenblüten nach den Applikationen erklären. Andere Beispiele für Vereinfachungen sind die Vernachlässigung von Licht- und Temperatureinflüssen oder auch von unterschiedlichen Nahrungspräferenzen und Assimilationsraten der Zooplanktongattungen.

Zur Verbesserung des Modells beabsichtigen wir daher, die Auswirkung weiterer Substanzen auf Planktongesellschaften in Modellökosystemen zu untersuchen, wobei auch Größenverteilungen

der Populationen für eine bessere Abschätzung der Biomassen erfaßt werden sollen. Spezielle Laborexperimente sollen genauere Werte für die Modellparameter liefern. Letztendlich soll aber auch das Modell selbst realistischer gemacht werden, indem z. B. der Nährstoffzyklus detaillierter beschrieben wird und Licht- und Temperatureinflüsse berücksichtigt werden. Das verbesserte Modell soll außerdem stochastische Elemente enthalten, um Wahrscheinlichkeitsaussagen für verschiedene Systembelastungen liefern zu können. In diesem Fall kann das Modell dann auch als ein Instrument der ökologischen Risikoanalyse verwendet werden (GINTZBURG & AKCAKAYA 1990, O'NEILL & al. 1982).

Danksagung

Die Durchführung des Teichversuchs erfolgte in enger Zusammenarbeit mit dem Institut für Ökobiologie des Planzenschutzzentrums der BAYER AG in Leverkusen-Monheim, welches dankenswerterweise auch Daten zur Kinetik und zur Wirkung des Cyfluthrins zur Verfügung stellte.

Literatur

BANSE, K., 1979: On the weigth dependence of net growth efficiency and specific respiration rates among field populations of invertebrates. Oecologia 38: 111.

BROOKS, J. L. & S. I. DODSON, 1965: Predation, body size, and composition of the plankton. Science 150: 28-35.

GINTZBURG, L. R. & H. R. AKCAKAYA, 1990: Ecological risk analysis for single and multiple populations. In: SEITZ A. & V. LOESCHKE (eds.): Species Conservation: A population biology approach. Birkhäuser Verlag, Basel.

JÖRGENSEN, S. E., 1986: Fundamentals of ecological modelling. Developments in environmental modelling, 9. Elsevier Science Publishing Company Inc.

JÖRGENSEN, S. E., 1983: Modelling the ecological processes. In: ORLOB, G. (ed.): Mathematical modelling of water quality: streams, lakes and reservoirs. Wiley, Chinchester, International Series on Applied Systems Analysis 12: 117-149.

JÖRGENSEN, S. E., KAMP-NIELSEN, L. & L. A. JÖRGENSEN, 1986: Examination on the generality of eutrophication models. Ecological Modelling 32: 251-266.

KAISER, H., 1985: Simulation in der Ökologie. Verh. Ges. Ökol. 13.

O'NEILL, R. V., GARDNER, R. H., BARNTHOUSE, L. W., SUTER, G. W., HILDEBRAND, S. G. & C. W. GEHRS, 1982: Ecosystem risk analysis: a new methodology. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 1: 167-177.

PARK, R. A. & 24 Coautors, 1974: A generalized model for simulating lake ecosystems. Simulation 23: 33-50.

PELZER, M., 1988: Zeigen parallel angesetzte Modellökosysteme eine gleiche Dynamik? Diplomarbeit, RWTH Aachen.

POETHKE, H., OERTEL, D. & A. SEITZ, 1991: Zur Problematik der Risikoabschätzung bei Schadstoffimmissionen im pelagischen Ökosystem: eine Simulationsstudie. Verh. Ges. Ökol. 20: 823-832.

SOMMER, U., GLIWICZ, Z. M., LAMPERT W. & A. DUNCAN, 1986: The PEG-Model of seasonal succession of planctonic events in fresh waters. Arch. Hydrbiol. 106 (4): 433-471.

Adresse

Udo Hommen
Lehrstuhl für Biologie V
(Ökologie)
RWTH Aachen
Worringer Weg 1, Geb. 42 C

W - 5100 Aachen

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: 20_2_1991

Autor(en)/Author(s): Ratte Hans Toni, Poethke Hans Joachim, Hommen Udo

Artikel/Article: Simulation der Insektizidwirkung auf das Plankton eines Modellökosystems 815-822