

Zur Problematik der Risikoabschätzung bei Schadstoffimmissionen im pelagischen Ökosystem: Eine Simulationsstudie

Hans-Joachim Poethke, Detlef Oertel und Alfred Seitz

Synopsis

Using a mathematical model for the pelagic foodweb of a temperate zone lake we show how ecosystem effects of toxicants may be predicted if species effects are known. We discuss the problems arising from high variance in species specific model parameters and incomplete knowledge of ecosystem structure and species interactions and demonstrate how ecosystem risk analysis may help to tackle these problems.

risk analysis, ecotoxicology, ecosystem-model, plankton

1. Einleitung

Eine der vordringlichen Aufgaben der Ökotoxikologie ist die prospektive Bewertung von Fremdstoffen, die im Rahmen industrieller Produktionsprozesse oder durch den Einsatz in der Landwirtschaft in die Umwelt gelangen. Eine quantitative Abschätzung des Gefahrenpotentials solcher Stoffe für die Struktur und die Funktion von Ökosystemen ist bisher nicht möglich (SCHLOSSER 1988). Zwar gibt es inzwischen Testverfahren, die es erlauben, die Wirkung von Fremdstoffen auf einzelne ausgewählte Organismen zu bestimmen. Auch zur Abschätzung von Auswirkungen sublethaler Schadstoffwirkungen auf die Entwicklung von Tierpopulationen wurden Verfahren entwickelt (z. B. FITSCH & KAISER 1987). Über die Auswirkungen von Fremdstoffen auf das komplexe Gefüge von Lebensgemeinschaften wissen wir aber immer noch extrem wenig.

Da sich in diesem Bereich in-situ-Experimente üblicherweise aus ethischen Gründen verbieten, sind Forschungsarbeiten weitgehend auf den Einsatz von Modell-Ökosystemen (Mikro- und Mesokosmen) sowie auf die Verwendung von mathematischen Ökosystem-Modellen angewiesen. Mathematische Modelle erlauben hier die Extrapolation von solchen Schadstoffeffekten, die an einzelnen Arten im Labor gemessen wurden, auf Effekte, die auf dem Niveau des Ökosystems zu erwarten sind. Bei der Analyse und Prognose von Effekten der anthropogenen Eutrophierung von Gewässern (DiTORO & al. 1975, JÖRGENSEN 1976, 1983) sowie bei der Abschätzung der Auswirkungen von Schadstoffimmissionen (z. B. PARK & al. 1980, JÖRGENSEN 1983) werden solche Modelle bereits eingesetzt. Selbst bei sehr spezifischen Fragestellungen - wie etwa zur ökologischen Beurteilung eines geplanten Kraftwerksneubaus (SWARTZMAN & al. 1978) - wurden sie bereits verwendet.

Wir wollen im Folgenden besonders auf einige der Probleme eingehen, welche daraus resultieren, daß die im Rahmen solcher Studien verwendeten Modelle zwangsläufig nur sehr grobe Abbilder der wirklichen ökologischen Situation sein können und daß wir die Daten, mit denen solche Modelle "gefüttert" werden müssen, nur mit beschränkter Genauigkeit kennen.

2. Das Modell

Das im Rahmen unserer Arbeit verwendete Modell (Abb. 1) ähnelt in seiner Struktur dem bereits 1975 für den pelagischen Teil von CLEAN (PARK & al. 1975, SCAVIA & al. 1975) entwickelten Simulationsmodell. Allerdings wurden außer den Biomassen auch die Nährstoffkonzentrationen in den Algenzellen als Zustandsvariable berücksichtigt. Den Nährstoffkreislauf haben wir entsprechend den von ROSE (1985) verwendeten Algorithmen modelliert, wobei der Phosphorkreislauf durch drei Kompartimente und der Stickstoffkreislauf durch fünf Kompartimente abgebildet wird. Omnivore und große Herbivore wurden durch Altersklassenmodelle abgebildet. So war es möglich, sowohl größenspezifischer Nahrungspräferenz als auch größenselektivem Räuberdruck Rechnung zu tragen.

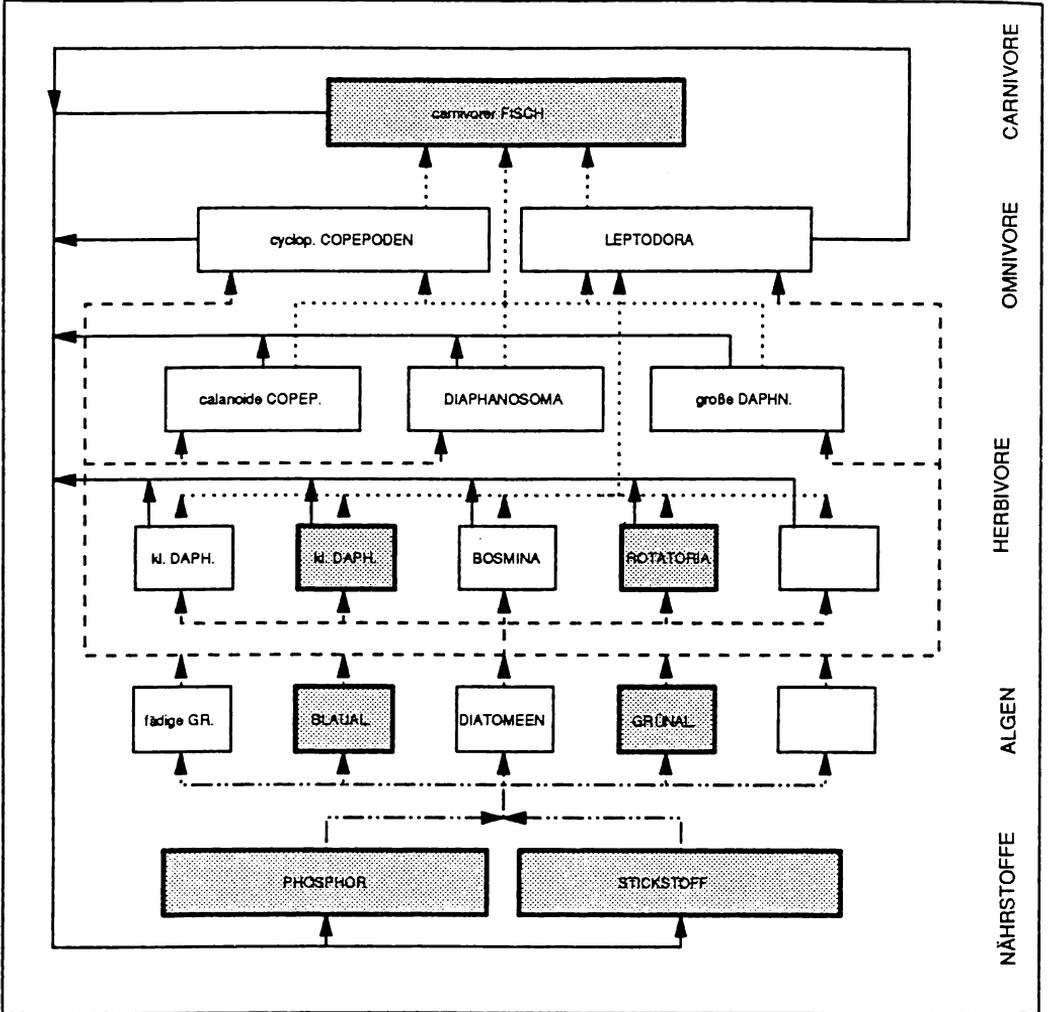


Abb. 1: Stoffflüsse im modellierten Ökosystemausschnitt "Pelagial". Die im reduzierten Ökosystemmodell berücksichtigten Kompartimente sind schattiert dargestellt und fett umrandet.

Im Folgenden werden die Ergebnisse einer Voruntersuchung präsentiert, deren Ziel es war, Abschätzungen dafür zu gewinnen, welche Fragestellungen mit welcher Genauigkeit mit Modellen dieser Art zu untersuchen sind. Da hierbei keine quantitativen Aussagen zu einem spezifischen Ökosystem gewonnen werden sollen, war es sinnvoll, das Modell zur Rechenzeitersparnis auf einige wenige Arten zu reduzieren. Die Ergebnisse beziehen sich deshalb auf ein Ökosystemmodell, welches auf fünf ökologische Funktionsgruppen reduziert wurde: zwei Phytoplanktongruppen, zwei Zooplanktongruppen und eine Fischart. Die Kompartimente des reduzierten Modells sind in Abb. 1 schattiert und stark umrandet wiedergegeben. Das resultierende Modell beschreibt die zeitliche Veränderung von insgesamt 16 Zustandsvariablen: acht für die Konzentrationen der unterschiedlichen Kompartimente von Stickstoff und Phosphor, sechs für die Biomassen der Algen sowie die Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen in den Algenzellen und zwei für die Biomassen der beiden Zooplanktongruppen. Simulationsrechnungen wurden jeweils für einen vollständigen Jahresgang durchgeführt. Dabei wurde die Schrittweite so variiert, daß die Biomasseveränderungen innerhalb eines Simulationsschrittes stets unter 5 % blieben. Da sich die Simulationsrechnungen nur über einen Zeitraum von jeweils einem Jahr erstrecken, sich die Populationsdynamik der Fische jedoch in deutlich größeren Zeitskalen entfaltet, wurde die Biomasseveränderung der Fische nicht explizit modelliert. Stattdessen wurde der Einfluß der Fische auf das Ökosystem durch einen konstanten (für die beiden Zooplanktongruppen jedoch jeweils unterschiedlichen) Fraßdruck abgebildet.

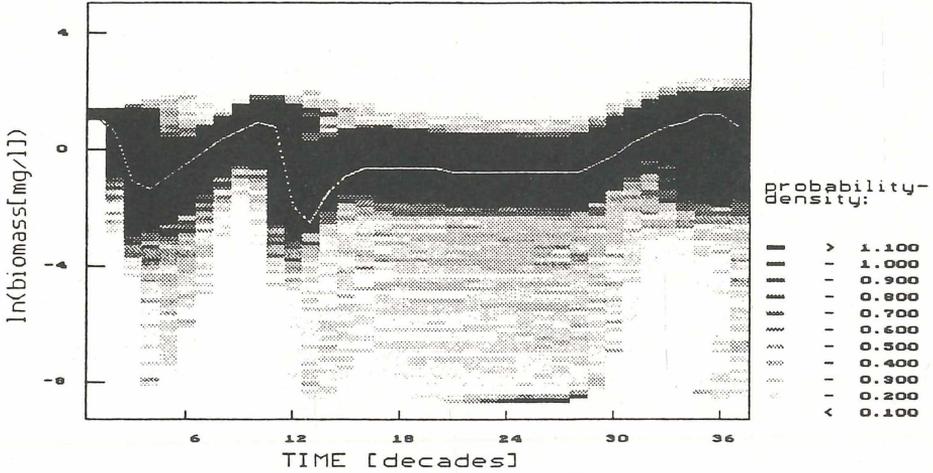
3. Ergebnisse

Wenn wir den Einfluß anthropogener Störungen (z. B. in Form einer Schadstoffimmission) auf die Abundanzdynamik eines pelagischen Ökosystems untersuchen wollen, möchten wir (im einfachsten Fall) die Abundanzdynamik des ungestörten Systems mit der des gestörten vergleichen. Aus solch einem Vergleich ließen sich dann Aussagen ableiten wie etwa: die untersuchte Störung resultierte in einer Erhöhung des Frühjahrsmaximums bei den Blaualgen von 2,5 mg/l auf 3,3 mg/l. Solche Aussagen sind für ein komplexes Ökosystem jedoch prinzipiell nicht möglich. Selbst wenn wir davon ausgehen, daß sich das betrachtete Ökosystem rein deterministisch verhält und daß wir die Gesetze seines Verhaltens exakt kennen (was bisher bei weitem nicht der Fall ist), müßten wir für eine solche Vorhersage nicht nur die steuernden Umwelteinflüsse für den Prognosezeitraum (also z. B. die täglichen Veränderungen der Wassertemperatur) genau kennen. Wir müßten auch alle das organismische Inventar charakterisierenden Parameter (z. B. Photosyntheseraten, Filtrationsraten und Assimilationskoeffizienten) exakt bestimmen können. Das ist aber selbstverständlich nicht der Fall. Literaturdaten über das Verhalten planktischer Organismen zeigen oft eine enorme Schwankungsbreite. So finden sich etwa für die maximale Photosyntheseleistung von *Scenedesmus* Werte zwischen 0,1 und 3,4 [1/d] (weitere Beispiele bei ROSE 1985). Diese Variabilität hat verschiedene Gründe. Einerseits mögen methodische Unterschiede zwischen verschiedenen Labors einen Teil dieser Variabilität erklären. Aber auch dann, wenn alle Eingabeparameter im eigenen Labor unter größter Sorgfalt gewonnen werden, bleibt noch eine gewisse Schwankungsbreite der Parameter erhalten. Zum einen sind experimentelle Ergebnisse immer nur von begrenzter Genauigkeit. Zum anderen unterscheiden sich die untersuchten Organismen aber auch in ihren Verhalten. Dies mag teilweise genetisch bedingt sein (MÜLLER & al. 1991), kann aber auch eine Reaktion auf Umweltbedingungen sein, die von uns nicht kontrolliert und im Modell auch nicht explizit simuliert werden (z. B. Sauerstoffgehalt, Härte und pH-Wert des Wassers).

Ziel unserer Voruntersuchung war es deshalb, abzuschätzen, wie stark sich eine Variabilität der Eingabeparameter auf die Prognosegenauigkeit eines Ökosystemmodells auswirkt. Dazu haben wir das reduzierte Simulationsmodell in einem ersten Schritt mit einem Standardset von Eingabeparametern gestartet. Die nötigen Parameter haben wir dazu weitgehend der Literatur entnehmen können. Damit sich für den Jahresgang der Biomassenverläufe ein Gleichgewichtszustand einstellte, wurde erst einmal über einen Zeitraum von zehn Jahren simuliert. Der Zustand aller Biomassen am Ende des zehnten Jahres wurde dann als Startwertset für alle folgenden Simulationen verwendet.

Anschließend wurden 4.000 Simulationen mit variablen Parametern durchgeführt. Die Eingabeparameter für diese Simulationen waren gaußverteilt um den Standardparametersatz. Dazu wurde der entsprechende Parameter des Standardsatzes mit einer gaußverteilten Zufallszahl (Mittelwert = 1; Standardabweichung = 0.1) multipliziert. In Abb. 2 sind die Ergebnisse dieser Simulationen als Dichteverteilungen über der Zeit dargestellt. Die Abbildungen zeigen, daß selbst bei der simplen Struktur des reduzierten Ökosystems und bei einer Standardabweichung der Eingabeparameter von nur 10 % die Abundanzverläufe der Biomassen eine enorme Variabilität zeigen. Wir müssen jedoch davon ausgehen, daß die Varianz im Verhalten der Organismen zwischen verschiedenen Seen und zwischen verschiedenen Jahren deutlich größer als die hier angenommenen 10 % ist. Damit ist es unmittelbar einleuchtend, daß wir nicht in der Lage sind, deterministische Voraussagen über die Abundanzdynamik im Pelagial eines Sees zu machen.

A. GESAMTPHYTOPLANKTON



B. GESAMTZOOPLANKTON

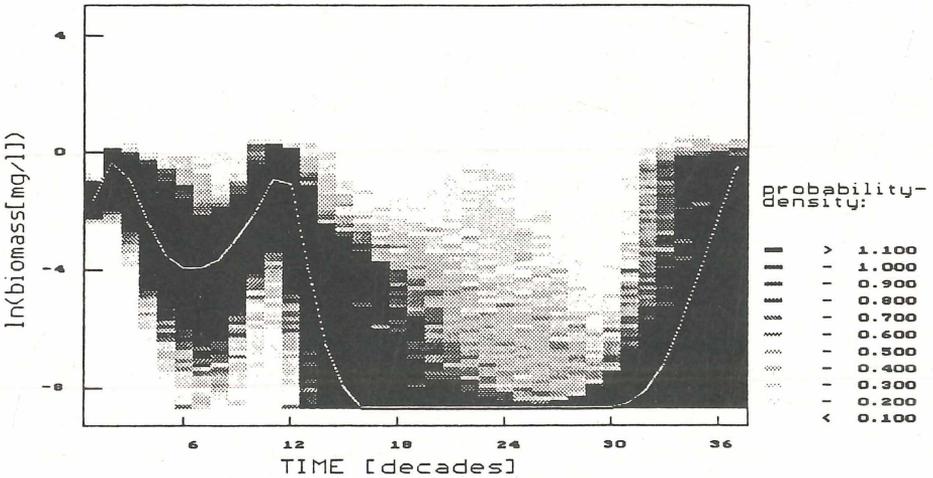


Abb. 2: Wahrscheinlichkeitsdichteverteilung der Biomassen von Phytoplankton (A) und Zooplankton (B) bei zehnprozentiger Variation der Modellparameter

Außer diesen stochastischen Einflüssen, die eine enorme Schwankungsbreite von Jahrgängen erzeugen, gibt es jedoch noch Eigenschaften der deterministischen Prozeßdynamik selbst, die eine hohe Variabilität der Abundanzverläufe zwischen verschiedenen Jahren erzeugen. So führt z. B. die Interaktion zwischen prozeßspezifischen Eigenschwingungen (mit Periodendauern, die nicht ganzzahlige Teile eines Jahres sind) und dem durch Lichtintensität und Wassertemperatur von außen aufgezwungenen Jahreszyklus dazu, daß jedes Jahr mit geringfügig anderen Startwerten für die Biomassen der beteiligten Arten beginnt. Daraus resultieren dann natürlich auch unterschiedliche Verläufe für die Biomassen im Laufe des Jahres. Dieser Effekt kann zu sehr langfristigen Zyklen (Abb. 3 a) oder zu quasichaotischem Verhalten führen (Abb. 3 b).

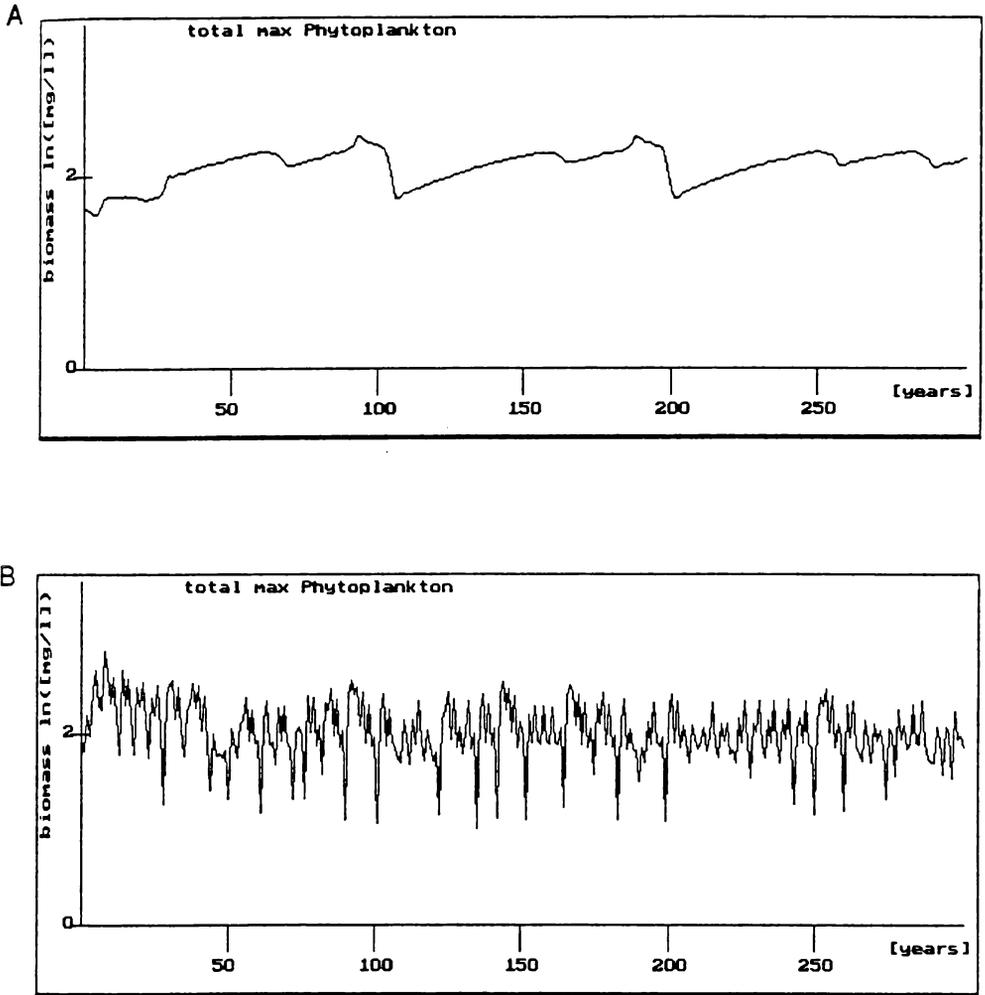


Abb. 3: Verlauf der jährlichen maximalen Phytoplanktonbiomasse im Verlauf von 300 Jahren. Ergebnisse zweier Simulationsrechnungen mit geringfügig unterschiedlichen Parametern (beide Parametersätze stammen aus dem für Abb. 2 verwendeten Bereich)

Diese ersten Ergebnisse unserer Simulationsrechnungen decken sich mit den Erfahrungen, die man im Freiland bei der langjährigen Beobachtung von Gewässern machen kann. Oft zeigen die Trajektorien der Biomassen einzelner Arten des gleichen Sees von Jahr zu Jahr enorme Unterschiede (ECKARTZ-NOLDEN 1988). Daß diese Unterschiede nicht ausschließlich auf die veränderlichen Umweltbedingungen zurückgeführt werden müssen, belegen viele Mesokosmos-Studien. Hier zeigt sich immer wieder, daß die Unterschiede in den Artenhäufigkeiten zwischen "identischen" Versuchsteichen, die zunächst miteinander verbunden waren und deshalb von sehr ähnlichem Ausgangszustand starten, schon nach relativ kurzer Zeit enorm groß sein können (PELZER 1988).

Soll nun vermieden werden, daß die enorme Variabilität der Vorhersagen, welche aus unserer begrenzten Kenntnis der "wahren" Eingabeparameter resultiert, den Einfluß einer geringen Schadstoffkonzentration auf das Verhalten des Ökosystems völlig überdeckt, so müssen wir zur statistischen Auswertung unserer Simulationsexperimente übergehen. Eine solche Auswertung kann zum Beispiel im Rahmen einer Risikoanalyse (SCHINDEL 1977, O'NEILL & al. 1983) vorgenommen werden. Dazu müssen zwei Bedingungen erfüllt sein. Einerseits muß technisch die Möglichkeit gegeben sein, eine große Zahl von Simulationsrechnungen für unterschiedliche Umweltbedingungen und mit unterschiedlichen Parametersätzen durchzuführen. Die nötigen Voraussetzungen hierzu haben wir durch die Implementierung des Simulationsprogramms auf einem Parallelrechnersystem geschaffen (OERTEL & al. 1990). Zum anderen muß eine einschneidende Reduktion der Observablen vorgenommen werden, um die enorme Flut der so produzierten Daten handhaben zu können. Es werden nicht mehr etliche tausend Simulationsergebnisse Art für Art und Tag für Tag miteinander verglichen, sondern Verteilungsfunktionen von Observablen, die bei einer Bewertung des Ökosystemzustandes von Interesse sind. Solche Observablen hängen natürlich von der Nutzung des untersuchten Gewässers ab (SEIP & IBREKK 1988). Bei einem Trinkwasserreservoir wird man sich z. B. für den Maximalwert, den die Phytoplanktonbiomasse im Laufe eines Jahres erzielt, interessieren. In einem anderen Gewässer könnte die mittlere Biomasse der Zooplankter von vorrangigem Interesse sein, da sie der Ernährung eines bestimmten Nutzfisches dient. Bei einer mehr naturschützerischen Betrachtung mag auch der Diversitätsindex oder die minimale Abundanz seltener Arten von großem Interesse sein. Erste Ergebnisse zeigen, daß mit Hilfe solcher Risikoanalysen auch dann noch die Auswirkungen kleiner Schadstoffefflüsse auf das Ökosystem prognostizierbar sind, wenn die Eingangparameter des Modells und die Umwelteinflüsse variabel und unzureichend bekannt sind (POETHKE & al. 1990).

Systemanalytische Methoden können jedoch auch dazu eingesetzt werden, auf solche Schadstoffwirkungen hinzuweisen, die auf einen bestimmten Gewässertypus und auf eine bestimmte Observable besonders gravierenden Einfluß haben. Die Sensitivitätskoeffizienten geben das Verhältnis zwischen Variation des Eingangsparameters und der daraus resultierenden Variation der Observablen an. Koeffizienten über 1.0 deuten also auf besonders empfindliche Stellen unseres Ökosystems hin. Die in Abb. 4 gezeigten Sensitivitätsanalysen zeigen die Empfindlichkeit des Ökosystems in der Nähe des Standardparametersatzes. Strenggenommen ist es nötig, auch für die Sensitivitätsanalyse eine stochastische Methode zu verwenden, die unserer Unkenntnis der wahren Eingangparameter Rechnung trägt. Wir haben solche Analysen in Form von Korrelationsuntersuchungen durchgeführt. Auf die Ergebnisse dieser Untersuchungen können wir hier jedoch nicht eingehen. Sie entsprechen denen der hier vorgestellten Sensitivitätsanalysen.

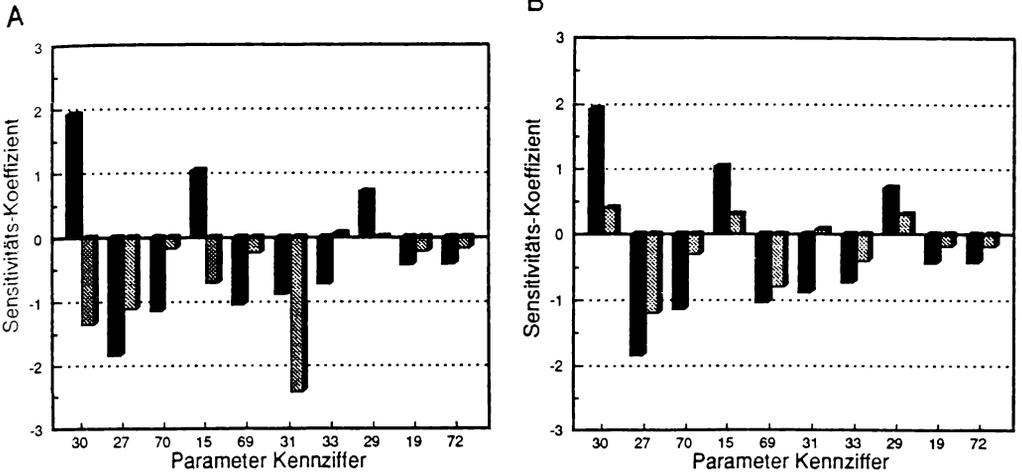


Abb. 4: Sensitivitätskoeffizienten des reduzierten Ökosystemmodells für die zehn einflußreichsten Parameter (30 - max. Respirationsrate der Rotatorien; 27 - max. Filtrierleistung der Rotatorien; 70 - Nahrungspräferenz der Rotatorien für Grünalgen; 15 - max. Photosyntheseleistung der Blaualgen; 69 - Assimilation von Grünalgen durch Rotatorien; 31 - optimale Temperatur für die Fortpflanzung der Rotatorien; 33 - max. Filtrierleistung der Cladoceren; 29 - Halbsättigungskonstante der Nahrungsaufnahme der Rotatorien; 19 - opt. Stickstoffkonz. für das Wachstum der Blaualgen; 72 - Nahrungspräferenz der Rotatorien für Blaualgen)

A) Vergleich der Sensitivität des Systems bezüglich einer Algenblüte (dunkle Balken) mit der bezüglich einer Reduktion der mittleren Zooplanktonbiomasse (helle Balken)

B) Vergleich der Sensitivität des eutrophen Sees (dunkle Balken) mit der des oligotrophen Sees (helle Balken)

Abb. 4 a zeigt, daß das untersuchte Modellökosystem nur bezüglich weniger Parameter empfindlich ist. Dabei ist die maximale Phytoplanktonbiomasse besonders empfindlich gegen eine Veränderung der Respirationsrate der Rotatorien, während die mittlere Zooplanktonbiomasse besonders empfindlich auf eine Veränderung der optimalen Temperatur für das Wachstum der Rotatorien reagiert. Die Empfindlichkeit eines Gewässers gegen Schadstoffeinflüsse hängt jedoch auch vom Trophiegrad des Gewässers ab. In Abb. 4 b ist die Sensitivität der Observablen "maximale Algenbiomasse" für ein eutrophes und ein oligotrophes Gewässer gezeigt. Auffallend ist hier, daß der eutrophe See deutlich empfindlicher auf schadstoffbedingte Störungen reagiert. Auch die Reihenfolge der Parameter (von empfindlich zu wenig empfindlich) unterscheidet sich zwischen beiden Gewässern. So ist z. B. das oligotrophe Gewässer kaum empfindlich gegen eine Veränderung der Respirationsrate der Rotatorien, der eutrophe See dagegen reagiert auf eine solche Veränderung besonders heftig.

Sicher ist das für die vorliegenden Simulationen verwendete Modell noch bei weitem zu einfach strukturiert, um quantitative Risikoabschätzungen für bestimmte Seen durchzuführen. Zur Weiterentwicklung des Modells brauchen wir zusätzliche Freilanduntersuchungen, die uns erlauben, die Wechselwirkungen zwischen den Arten im Pelagial eines Sees zu quantifizieren. Zum anderen müssen im Rahmen von Laboruntersuchungen die artspezifischen Modellparameter mit möglichst hoher Genauigkeit bestimmt werden. Unsere Untersuchungen zeigen aber schon jetzt, daß zwar keine deterministischen Prognosen zur Schadstoffwirkung zu erwarten sind, daß im Rahmen von Risikoanalysen aber dennoch die schadstoffbedingte tendenzielle Veränderung des Ökosystems prognostiziert werden kann.

Das Forschungsprojekt wird aus Mitteln des BMFT gefördert (Projektnr. 0339200D).

Literatur

- DiTORO, D. M., O'CONNOR, D. J., THOMANN, R. V. & J. L. MANCINI, 1975: Phytoplankton-zoo-plankton-nutrient interaction model for western Lake Erie. In: PATTEN, B. C. (ed.): Systems analysis and Simulation in Ecology, Vol. III. Academic Press, New York: 423-474.
- ECKARTZ-NOLDEN, G., 1988: Untersuchungen zur jahreszeitlichen Veränderung der Phytoplanktonpopulationen des Laacher Sees unter Berücksichtigung der Beziehungen zum Zooplankton. Diss. Univ. Bonn: 93 S.
- FITSCH, V. & H. KAISER, 1987: Population dynamics of *Daphnia magna* - Simulations using the Individuals Approach. In: MÖLLER, D. P. F. (ed.): Systems Analysis of Biological Processes. Vieweg Verlag, Braunschweig, Wiesbaden.
- JÖRGENSEN, S. E., 1976: A eutrophication model for a lake. Ecol. Model. 2: 147-165.
- JÖRGENSEN, S. E., 1983: Modelling the effect and distribution of toxic substances in aquatic ecosystems. In: JÖRGENSEN, S. E. (ed.): Application of ecological modelling in environmental management, Part A. Elsevier Scientific Publ., Amsterdam.
- MÜLLER, J., MENNE, B. & A. SEITZ, 1991: Die räumlich-zeitliche Verteilung der genetischen Struktur von Zooplanktonpopulationen in Seen unterschiedlichen Trophiegrades. Verh. Ges. Ökol. 20: 601-608.
- O'NEILL, R. V., BARTELL, S. M. & R. H. GARDNER, 1983: Patterns of toxicological effects in ecosystems: a modelling study. Environmental Toxicology and Chemistry 2: 451-461.
- OERTEL, D., POETHKE, H. J. & A. SEITZ, 1990: Parallelrechnereinsatz bei Ökosystemsimulationen: Abschätzung von Schadstoffauswirkungen auf aquatische Ökosysteme. In: BREITEN-ECKER, F., TROCH, I. & P. KOPACEK (eds.): Simulationstechnik. Vieweg, Braunschweig: 417-421.
- PARK, R. A., CONOLLY, C. I. & al., 1980: Modelling transport and behavior of pesticides and other toxic organic materials in aquatic environments. Center for ecological modelling report No.7, Rensselaer Politechnic Institute.
- PARK, R. A., O'NEILL, R. V. & al., 1975: A generalized model for simulating lake ecosystems. Simulation: 33-50.
- PELZER, M., 1988: Zeigen zwei parallel angesetzte Ökosysteme eine gleiche Dynamik? Diplomarbeit, RWTH Aachen.
- POETHKE, H. J., OERTEL, D. & A. SEITZ, 1990: Risk assessment of toxicants to pelagic food-webs: a simulation study. In: MÖLLER, D. P. F. (ed.): Advances in Systems Analysis. Springer, Berlin: im Druck.
- ROSE, K. A., 1985: Evaluation of Nutrient-Phytoplankton-Zooplankton models and simulation of the effect of toxicants using laboratory microcosm ecosystems. PhD. Thesis, University of Washington.
- SCAVIA, D., BLOOMFIELD, J. A. & al., 1975: Documentation of CLEANX: a generalized model for simulating the open-water ecosystem of lakes. Simulation: 51-56.
- SCHINDEL, V., 1978: Risikoanalyse. V Florenz Verlag, München.
- SCHLOSSER, H. J., 1988: Auswertung ökotoxikologischer Forschungen zur Belastung von Ökosystemen durch Chemikalien. Projektleitung Biologie, Ökologie, Energie (PBE) der Kernforschungsanlage Jülich.
- SEIP, K. L. & H. IBREKK, 1988: Regression Equations for lake management - how far do they go? Verh. Int. Verein. Limnol. 23: 778-785.
- SWARTZMAN, G. L., DERISO, R. B. & C. COWAN, 1978: Comparison of simulation models assessing the effects of power-plant induced mortality on fish populations. Nuclear regulatory commission Techn. Report CR-0474.

Adresse

Dr. Hans-Joachim Poethke
Dipl.-Biol. Detlef Oertel
Prof. Dr. Alfred Seitz
AG Populationsbiologie
Institut für Zoologie
Johannes-Gutenberg-Universität
Saarstraße 21

W - 6500 Mainz

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): Poethke Hans Joachim, Seitz Alfred, Oertel Detlef

Artikel/Article: [Zur Problematik der Risikoabschätzung bei Schadstoffimmissionen im pelagischen Ökosystem: Eine Simulationsstudie 823-831](#)