

Variabilität in ökologischen Systemen. Konsequenzen für den Zeithorizont von Modellprognosen

Hans J. Poethke, Detlef Oertel und Alfred Seitz

Synopsis

Mathematical models of ecosystems are frequently used in ecotoxicology to predict influences of xenobiotics on ecosystems. By use of the simulation model SIM-PEL, which allows to simulate interactions in the pelagic compartment of freshwater ecosystems, we show, that such predictions are to be taken with extreme care. Based on insufficient knowledge of exact parameter values and complex nonlinear behaviour of system compartments long term predictions will usually be extremely vague. Short term predictions, on the other hand, may lead to an underestimation of indirect effects in the ecosystem.

Pelagial, Prognosemodell, Simulation, Zeithorizont, Variabilität

1. Einführung

Die Weltproduktion an organischen chemischen Substanzen beträgt heute weit über 150 Mio. Tonnen jährlich. Diese Menge verteilt sich auf etwa 40.000-100.000 Substanzen (NAGEL 1990). Rechnen wir auch die anorganischen Substanzen, die mittelbar oder unmittelbar im Rahmen der industriellen Produktion in unsere Umwelt gelangen, so kommen wir auf eine Zahl von etwa 9.000.000 unterschiedlichen Substanzen (CAIRNS & MOUNT 1990). Viele dieser Substanzen stellen schon in geringen Konzentrationen eine gravierende Bedrohung für die Struktur und Funktion derjenigen Ökosysteme dar, die ihnen ausgesetzt sind. Es ist deshalb Ziel der Ökotoxikologie, die Wechselwirkungen zwischen Fremdstoffen und Ökosystemen zu analysieren, um so zu einer vorausschauenden Gefahrenabschätzung beitragen zu können.

Zwar ist heute noch der hauptsächliche Untersuchungsgegenstand der Ökotoxikologie die direkte Wechselwirkung zwischen dem einzelnen Organismus und spezifischen Fremdstoffen, die sich in Kenngrößen wie lethaler Dosis oder effektiver Konzentration ausdrücken lassen (RUDOLPH & BOJE 1986). Dennoch widmen sich immer mehr Arbeitsgruppen der Untersuchung von Fremdstoffauswirkungen auf höhere Integrationsniveaus wie Populationen, Artengruppen, Lebensgemeinschaften oder sogar Ökosystemen (LEVIN & KIMBALL 1984). Im Bereich der aquatischen Ökotoxikologie finden solche Untersuchungen üblicherweise in Mikro- oder Mesokosmen statt (SETAC 1991, 1992). Das können Gefäße mit nur wenigen Litern Wasser sein, in denen die Entwicklung einer Population von Wasserflöhen oder Algen unter Fremdstoffeinfluß untersucht wird. Über Stahl- und Kunststoffbehälter von einigen tausend Litern Inhalt reicht das Spektrum möglicher Experimentalökosysteme bis hin zu Freilandteichen mit relativ naturnahen Ökosystemen, in denen insbesondere Verteilungs- und Abbauprozesse von Fremdstoffen hervorragend untersucht werden können.

2. Simulationsmodelle als numerische Experimente

Sollen nun von Experimenten in solchen Ökosystemen Schlüsse auf das Verhalten des Fremdstoffes in ähnlichen Systemen oder sogar im Freiland gezogen werden, so muß das beobachtete Verhalten theoretisch analysiert werden. Erst das Verständnis der Wirkungszusammenhänge und die Bestimmung der wesentlichen Einflußfaktoren für die beobachteten Effekte ermöglicht eine Extrapolation von den beobachteten Effekten in einem bestimmten Gewässer in einem bestimmten Jahr auf andere Gewässer und andere Jahre mit u.U. deutlich verschiedenen Randbedingungen (wie etwa Wetter, Nährstoffeintrag, etc.). Als Instrument zur kausalen Analyse der Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Kompartimenten von Ökosystemen und der Vermittlung von äußeren Einflüssen wie etwa Schadstoffimmissionen durch die Kompartimente hat sich die Computersimulation hervorragend bewährt (RATTE & al. 1992).

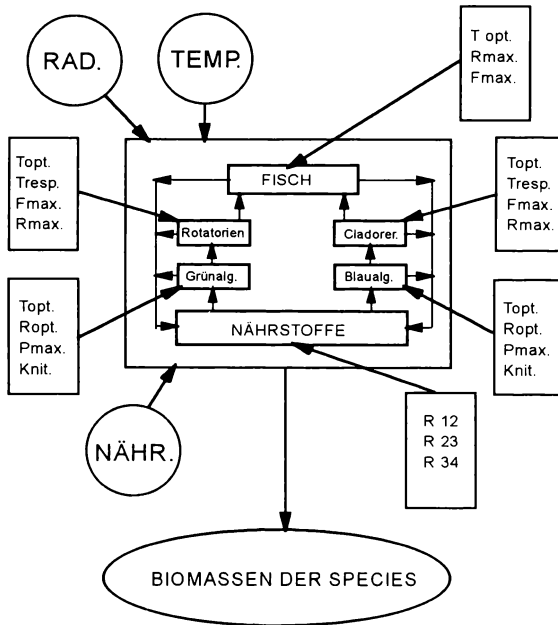


Abb. 1: Schematische Darstellung der Funktionsweise des Simulationsprogrammes **SIM-PEL**. Die Kompartimente Fisch, Rotatorien, Cladoceren, Grünalgen, Blaualgen und Nährstoffe (wobei die Nährstoffe durch acht unterschiedliche Fraktionen abgebildet sind) sind durch die Prozessgleichungen miteinander verknüpft. Das Verhalten dieser Gleichungen wird durch die artspezifischen Parameter sowie durch die Steuergrößen Temperatur, Strahlung und Nährstoffeintrag bestimmt. Als Resultat liefert das Simulationsprogramm in kleinen Zeitschritten die Veränderung der verschiedenen Biomassen im Laufe der Zeit.

Ein Computersimulationsprogramm bildet die Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Kompartimenten eines Ökosystems durch eine Reihe von Differenzen- oder Differentialgleichungen ab. Abbildung 1 veranschaulicht anhand des Simulationsprogrammes **SIM-PEL** (ein **SIM**ulationsprogramm der Lebensgemeinschaft im **PEL**agial eines stehenden Gewässers) das Zusammenwirken der verschiedenen Teile eines solchen Programmes (für eine detaillierte Beschreibung des Programms siehe OERTEL 1992). Die **Zustandsvariablen** des Systems sind die (entsprechend der Zielsetzung der Untersuchung ausgewählten) Biomassen repräsentativer Artengruppen sowie die Nährstoffkonzentrationen. Die Wechselwirkungen zwischen den Zustandsvariablen werden durch **Prozessgleichungen** (für Prozesse wie etwa Filtration, Photosynthese, Respiration etc.) beschrieben. Dabei wird das unterschiedliche Verhalten der verschiedenen Artengruppen durch die **Modellparameter** (wie etwa optimale Temperatur T_{opt} oder die maximale Filtrationsleistung F_{max}) bestimmt. Von außen werden die Wechselwirkungen noch von den **Steuergrößen** Temperatur, Strahlung und Nährstoffeintrag beeinflusst. Mit Hilfe eines solchen Simulationsprogrammes läßt sich nun das Verhalten des untersuchten Systems nachbilden, indem in kleinen Zeitschritten (hier etwa 4h) die Veränderung der Zustandsvariablen berechnet wird. Abbildung 2 zeigt als Beispiel für ein solches Simulationsergebnis den Verlauf der Gesamtalgenbiomasse für unterschiedliche Parameterwerte jeweils für ein simuliertes Jahr.

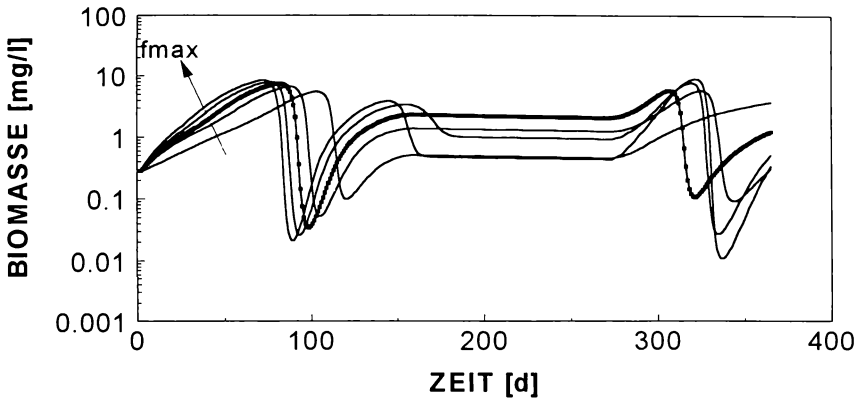


Abb. 2: Einfluß eines Herbizids auf die Gesamtalgenbiomasse. Ergebnis von fünf Simulationsläufen mit unterschiedlicher maximaler Photosyntheserate ($f_{\max} = 0,5$ bis 1,5-faches der Standardrate).

Soll nun mit einem solchen Simulationsprogramm der Einfluß von Fremdstoffen auf ein Ökosystem untersucht werden, so kann über eine Modifikation der Modellparameter, die direkte Schadstoffwirkung in das Programm eingegeben werden. So würde sich ein Herbizideinsatz z.B. auf die maximale Photosyntheserate F_{\max} auswirken. Steigende Herbizidkonzentrationen werden dann durch fallende Werte von F_{\max} simuliert. Abbildung 2 zeigt als Ergebnis von fünf Simulationsrechnungen, wie sich eine solche Parametermodifikation auf den jahreszeitlichen Verlauf der Gesamtalgenbiomasse auswirkt. Charakterisiert man nun jeden Simulationslauf durch einen einzelnen Wert, z.B. durch die mittlere jährliche Algenbiomasse, so kann man unmittelbar den Einfluß des Fremdstoffes auf diese Größe darstellen (Abb. 3). Erwartungsgemäß zeigt sich, daß eine Verringerung der Photosyntheserate zu einer Verringerung der mittleren Algenbiomasse führen würde. Allerdings würde eine Erhöhung der Photosyntheserate um mehr als 10% ebenfalls die mittlere Algenbiomasse reduzieren.

Nun sind die Ergebnisse solcher Simulationsexperimente sicherlich nur grobe Abschätzungen dessen, was beim Experiment im realen Ökosystem passieren würde. Schließlich wurde das komplexe System auf nur wenige Kompartimente reduziert und auch die Wechselwirkungen zwischen diesen Kompartimenten wurden sehr vereinfacht abgebildet (JORGENSEN & al.1992). Wir wären deshalb zufrieden, wenn zumindest die qualitativen Vorhersagen, die unser Modell liefert, auf das reale Ökosystem übertragbar sind. Können wir also davon ausgehen, daß ein Herbizid in geringen Dosen die mittlere Algenbiomasse unseres Ökosystems reduzieren wird?

3. Die Risikoanalyse als Werkzeug der Prognose

Unabhängig davon, ob wir unsere Modellparameter im Labor bestimmen, sie aus eigenen Freilandbeobachtungen durch Modellkalibrierung ableiten oder sie schlicht aus der Literatur entnehmen, immer werden die verwendeten Parameterwerte mit Fehlern behaftet sein (POETHKE & al. 1991), d.h. wir wissen nie genau, ob die richtigen Parameter nicht etwas größer oder etwas kleiner als die von uns verwendeten Werte sind. Nun hat die richtige Wahl der Modellparameter sicherlich Einfluß auf die quantitativen Ergebnisse von Simulationsrechnungen. Daß sie aber auch Auswirkungen auf die qualitativen Ergebnisse haben kann, veranschaulicht Abbildung 3. Schon wenn wir bei der Bestimmung der Respirationsrate der Zooplanktonorganismen einen Fehler von nur 25% gemacht haben, können wir bezüglich des Herbizideinflusses auf die mittlere Algenbiomasse zu völlig gegensätzlichen Aussagen gelangen. Während wir mit dem "richtigen" Wert auf eine Reduktion der Algenbiomasse schließen, liefert uns ein Simulationsexperiment mit um 25% reduzierten Werten für die Respirationsrate der Zooplanktonorganismen eine Erhöhung der mittleren Algenbiomasse bei geringen Herbiziddosen (geringen Reduktionen der Photosyntheserate).

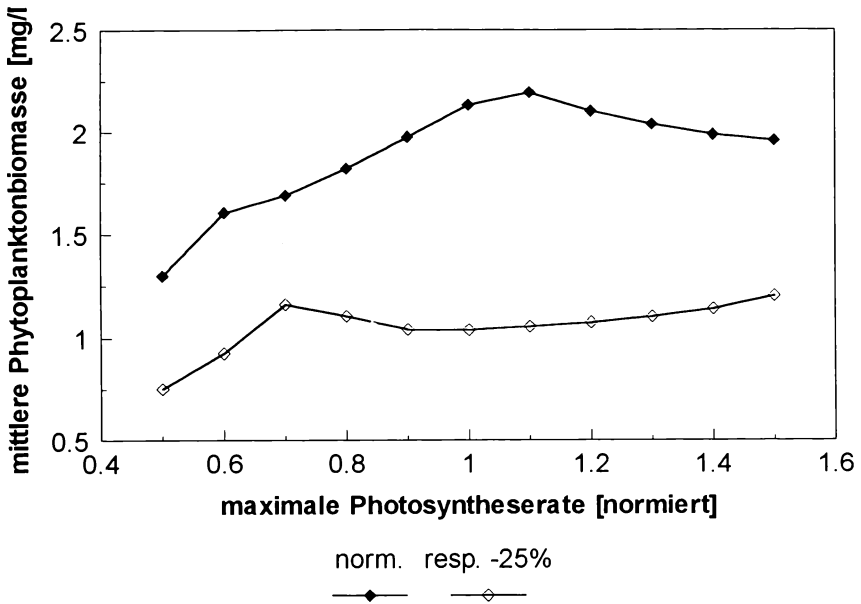


Abb. 3: Einfluß der Herbiziddosis auf die mittlere jährliche Algenbiomasse. Ergebnisse von zweimal jeweils 11 Simulationsläufen mit unterschiedlicher maximaler Photosyntheserate ($f_{\max} = 0,5$ bis 1,5-faches der Standardrate). Die obere Kurve gibt die Simulationsläufe mit normaler Respirationsrate wieder, bei der unteren Kurve wurde die Respirationsrate der Zooplanktonorganismen um 25% reduziert.

Wenn wir die "richtigen" Modellparameter nicht kennen können, müssen wir selbstverständlich Simulationsmethoden verwenden, die diese Unkenntnis berücksichtigen. Dies kann durch sogenannte Monte Carlo-Simulationen geschehen. Dabei werden die Modellparameter nicht als feste Werte, sondern als Verteilungsfunktionen in die Simulation eingegeben. Der Rechner bestimmt sich dann zu Beginn eines Simulationslaufs die jeweiligen Modellparameter durch Zufallsziehungen aus diesen Verteilungen (DI TORO & VAN STRATEN 1979). Eine solche Vorgehensweise ist natürlich nur sinnvoll, wenn dabei zu jedem Szenario eine große Zahl von Simulationen durchgeführt wird. Die Ergebnisse der Simulationen werden dann statistisch ausgewertet. Eine solche Auswertung kann dann entweder die Mittelwerte verschiedener Szenarien miteinander vergleichen (Abb. 4A) oder zusätzlich Schwellenwerte verwenden und dann untersuchen, wie häufig in jedem Szenario diese Schwellenwerte über- bzw. unterschritten wurden (Abb. 4B). Im zweiten Fall spricht man von einer Risikoanalyse (BARTELL & al. 1983).

Für eine qualitative Abschätzung des Gefährdungspotentials von Fremdstoffen bei relativ ungenauer Kenntnis der Wechselwirkungen im Ökosystem ist die Monte Carlo-Simulation und die Risikoanalyse sicherlich ein adäquates Mittel. In dem von uns ausgewerteten Beispiel kommen wir mit ihrer Hilfe zu dem Schluß, daß sich die Wahrscheinlichkeit einer Algenblüte durch eine Insektiziddosis, die zu einer streßbedingten Erhöhung der Respirationsraten aller Zooplanktonorganismen um etwa 10% führt, nahezu verdoppeln kann. Dabei haben wir jedoch den zeitlichen Aspekt unserer Aussagen völlig vernachlässigt. Da wir Simulationsrechnungen jeweils nur über einen Zeitraum von einem Jahr durchgeführt haben, bezieht sich unsere Prognose auch ausschließlich auf das der Fremdstoffzugabe unmittelbar folgende Jahr. Nun scheint ein Jahr eine relativ lange Zeit, wenn man in den Zeitskalen ökotoxikologischer Tests denkt (SETAC 1991, 1992), für die Entfaltung der komplexen Wechselwirkungen in einem Ökosystem ist es sicherlich eine extrem kurze Zeit.

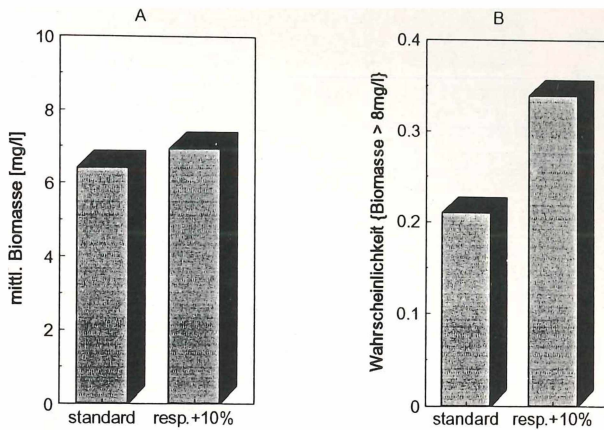


Abb. 4: Statistische Auswertung von 10.000 Monte Carlo-Simulationsläufen mit zufallsverteilten Eingangsparametern (Normalverteilt um den Standardwert, Standardabweichung 10%).
 A) Einfluß einer 10% Erhöhung der Respirationsrate aller Zooplanktonorganismen auf die mittlere jährliche Phytoplanktonbiomasse.
 B) Einfluß einer 10% Erhöhung der Respirationsrate aller Zooplanktonorganismen auf die Wahrscheinlichkeit, daß die mittlere jährliche Phytoplanktonbiomasse einen kritischen Wert überschreitet.

Um zu untersuchen, ob sich die mittelbaren Wirkungen einer ins Pelagial eingebrachten Substanz in längeren Zeiträumen als in einem Jahr entwickeln, haben wir Simulationsläufe über jeweils 20 Jahre durchgeführt. Als Beispiel zeigen die Abbildungen 5a-c Simulationen, bei denen zwei Modellparameter verändert wurden: Die Nahrungspräferenz der Rotatorien, und die Respirationsrate der Rotatorien. Als Ergebnis eines Simulationslaufes wurde dabei nur die in jedem Jahr maximal erreichte Phytoplanktonbiomasse registriert. Da in unser Simulationsprogramm über 80 verschiedene Parameter eingehen, zeigen die Abbildungen also Projektionen aus einem etwa 80-dimensionalen Ergebnisraum auf nur zwei Dimensionen. Sie sollen das Geschehen in diesem hochdimensionalen Ergebnisraum nur beispielhaft verdeutlichen. Dazu wurde jeder der beiden Modellparameter Präferenz und Respiration in 100 Schritten modifiziert, d.h. jede der Abbildungen 5a-c ist das Ergebnis von 10.000 (= 100 · 100) Simulationen und jeder Punkt in den Abbildungen entspricht einem Jahr eines Simulationslaufs und gibt (kodiert durch die Graustufe) die maximale Phytoplanktonbiomasse an, die in diesem Simulationslauf und in diesem Jahr erzielt wurde.

Die Abbildungen zeigen recht drastisch, daß auch geringe Parametermodifikationen längere Zeiträume als nur ein Jahr benötigen, um sich in Ihrer Auswirkung auf die Funktion des Ökosystems vollständig zu entfalten. Während die maximale Biomasse für alle Parameterkombinationen im ersten Jahr von etwa 4,0 bis 7,0 mg/l schwankt, erhöht sich diese Reaktionsbreite bis zum 16. Jahr auf 3,0 bis 12,5 mg/l. Erinnern wir uns daran, daß Parametermodifikationen in unserem Simulationsmodell unmittelbare Fremdstoffwirkungen im realen Ökosystem nachbilden, so bedeutet dies, daß auch im realen System mit sehr langen Zeiträumen bis zur völligen Entfaltung der Schadstoffwirkung zu rechnen ist. Die in Mikro- und Mesokosmosexperimenten üblichen Experimentdauern von wenigen Wochen erscheinen angesichts dieser Ergebnisse deutlich zu kurz. Ob dies nur für Dauerbelastungen oder auch für Kurzzeitexpositionen gilt, haben wir ebenfalls mit Simulationsexperimenten untersucht. Dabei zeigte sich, daß bei Kurzzeitexpositionen noch einige Jahre nach dem Experiment deutliche Unterschiede zwischen den ehemals belasteten Systemen und dem Kontrollsystem auftauchen können. Hier sind die zu erwarteten Effekte jedoch ganz maßgeblich von der Lage des Expositionszeitpunktes im Jahresverlauf abhängig.

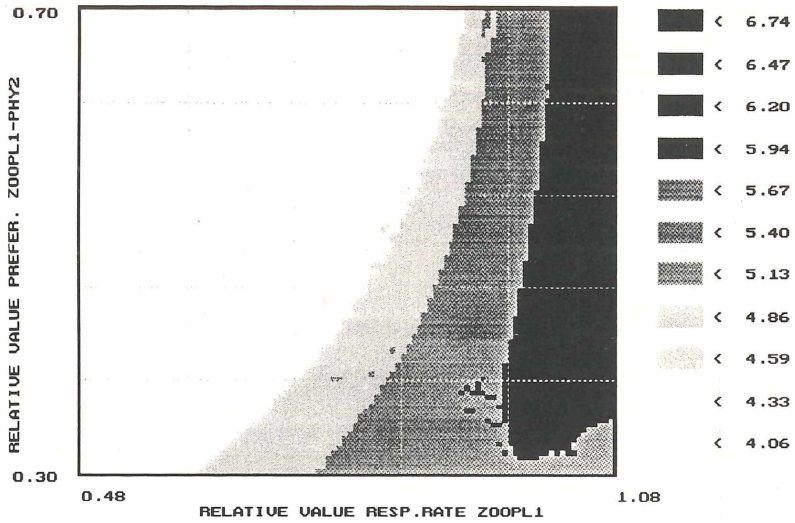


Abb. 5a: Veränderung des Ergebnisraumes (aufgetragen über den Modellparametern Präferenz und Respirationsrate ist die maximal im jeweiligen Jahr erzielte Phytoplanktonbiomasse) mit zunehmender Simulationsdauer. Ergebnis von 10.000 Simulationsläufen über jeweils 20 Jahre. Erstes Simulationsjahr: Der Ergebnisraum ist sehr einfach strukturiert. Es liegt nahezu im ganzen Bereich Monotonie vor.

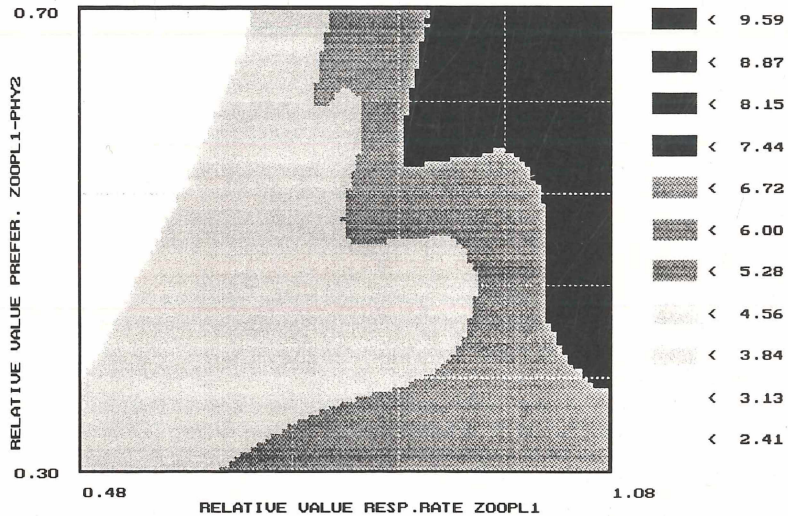


Abb. 5b: Veränderung des Ergebnisraumes (aufgetragen über den Modellparametern Präferenz und Respirationsrate ist die maximal im jeweiligen Jahr erzielte Phytoplanktonbiomasse) mit zunehmender Simulationsdauer. Ergebnis von 10.000 Simulationsläufen über jeweils 20 Jahre. Zweites Simulationsjahr: Die Struktur hat deutlich zugenommen.

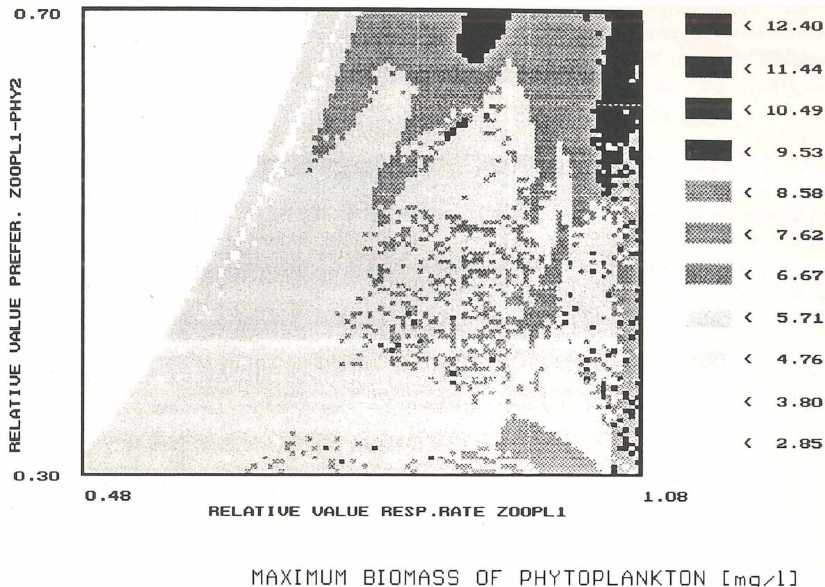


Abb. 5c: Veränderung des Ergebnisraumes (aufgetragen über den Modellparametern Präferenz und Respirationsrate ist die maximal im jeweiligen Jahr erzielte Phytoplanktonbiomasse) mit zunehmender Simulationsdauer. Ergebnis von 10.000 Simulationsläufen über jeweils 20 Jahre. Sechzehntes Simulationsjahr: In großen Bereichen des Ergebnisraumes hat chaotisches Systemverhalten zu einer Filigranstruktur geführt, die zuverlässige Prognosen unmöglich macht.

Aber noch ein zweites Phänomen wird an den Abbildungen 5a-c deutlich. Im Laufe der Jahre wird die Struktur des Ergebnisraumes deutlich komplexer. Während man für das erste Simulationsjahr noch sagen kann, daß weitgehend unabhängig von der Präferenz - die Phytoplanktonbiomasse mit zunehmender Respirationsrate zunimmt, gibt es im zweiten Simulationsjahr auch Bereiche, in denen eine Erhöhung der Respirationsrate zu abnehmender Biomasse führt. Im achten Simulationsjahr wird die Situation noch komplexer. Die gepunkteten Flächen deuten an, daß hier extrem geringe Veränderungen der Modellparameter zu gravierenden Veränderungen bei der prognostizierten Biomasse führen können. Genauere Analysen zeigen, daß sich unser mathematisches Modell hier chaotisch verhält. Berücksichtigen wir, daß wir die richtigen Modellparameter aber nur relativ ungenau bestimmen können, so bedeutet dies, daß sich in diesen Bereichen keine Vorhersage über eine Schadstoffwirkung machen läßt. Im Rahmen einer Risikoanalyse einfach einen großen Ausschnitt aus diesem Bereich zusammenzufassen, kann unter Umständen zu sehr verzerrenden Ergebnissen der Modellanalyse führen. Da das System außerdem in großen Bereichen des Parameterraumes mehrjährige Zyklen zeigt, muß eine Modellprognose in jedem Fall diesem Umstand Rechnung tragen, und sich auf einen genau benannten Zeitraum beziehen.

4. Zusammenfassung und Ausblick

Mathematische Modelle und Computersimulationen sind ein hervorragendes Werkzeug, um die experimentelle Untersuchung ökotoxikologischer Fragestellungen zu begleiten. Sie erleichtern die Sichtung und Ordnung unseres Wissens über das untersuchte System, erlauben im Rahmen von Kausalanalysen den Test auf Vollständigkeit unserer Annahmen über die Wirkungsketten und helfen Hypothesen zu generieren und so interessante Experimente zu planen. Solange wir es jedoch mit relativ komplexen System zu tun haben (und das sind Ökosysteme immer) und die Modellalgorithmen und Modellparameter nur mit großer Ungenauigkeit bestimmt werden können, ist die prognostische Qualität solcher Modelle sehr beschränkt. Die Variabilität ökologischer Systeme erlaubt uns auch bei beliebig hohem Meßaufwand die Bestimmung von Parametern hochaggregierter Modelle stets nur mit hoher Unsicherheit. Wir haben gezeigt, daß sich jedoch schon kleine Unsicherheiten der

Modellparameter bei langen Prognosezeiträumen zu enormen Ungenauigkeiten auswirken können. Es liegt u.E. in den spezifischen Eigenschaften ökologischer Systeme begründet, daß auch beliebig komplexe (genaue) Ökosystemmodelle nur zu zeitlich sehr befristeten Prognosen taugen.

Literatur

- BARTELL, S.M., O'NEILL, R.V. & R.H. GARDNER, 1983: Aquatic ecosystem models for risk assessment. - In: LAUENROTH, W.K. & al. (eds.): Analysis of ecological systems: State-of-the-art in ecological modelling. - Elsevier Scient. Publ. Comp., Amsterdam/ Oxford/New York: 123-127.
- CAIRNS, J. & D.I. MOUNT, 1990: Aquatic toxicology. - Environ. Sci. Technol. 24: 154-161.
- DI TORO, D.M. & G. VAN STRATEN, 1979: Uncertainty in the parameters and predictions of phytoplankton models. - I.I.A.S.A. - Working Paper WP, IIASA Laxenburg, Austria: 79-27.
- JORGENSEN, S.E., PATTEN, B.C. & M. STRASKRABA, 1992: Ecosystems emerging: Toward an ecology of complex systems in a complex future.- Ecol. Modelling: 62: 1-27.
- LEVIN, S.A. & K.D. KIMBALL, 1984: New perspectives in ecotoxicology. - Environ. Management 8: 375-442.
- NAGEL, R., 1990: Ökotoxikologie. - Biologie in unserer Zeit 20: 299-304.
- OERTEL, D., 1992: Beiträge zu Möglichkeiten und Grenzen der Simulation von Schadstoffauswirkungen in aquatischen Ökosystemen. - Diss. Mainz.
- POETHKE, H.J., OERTEL, D. & A. SEITZ, 1991: Risk assessment of toxicants to pelagic food webs: a simulation study. - In: MOELLER, D.P.F. (ed): Advances in systems analysis. - Springer Verlag, Berlin.
- RATTE, T., POETHKE, H.J., DÜLMER, U. & U. HOMMEN, 1992: Modeling aquatic field tests for hazard assessment. - In: HILL, I.R. & al. (eds.): EWOFFT 1992. - Lewis publ. Inc., Michigan. in prep.
- RUDOLPH, P. & R. BOJE, 1986: Ökotoxikologie - Grundlagen für die ökotoxikologische Bewertung von Fremdstoffen nach dem Chemikaliengesetz. - Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- SETAC 1991: Guidance document on testing procedures for pesticides in freshwater mesocosms. - SETAC Europe.
- SETAC 1992: Workshop on aquatic Microcosms for ecological assessment of pesticides. - The SETAC foundation for environmental education.

Adresse

Dr. H.J. Poethke, Dr. D. Oertel, Prof. Dr. A. Seitz, Institut für Zoologie - Abt. Populationsbiologie, Universität Mainz, Saarstraße 21, D-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: 1993

Band/Volume: [22_1993](#)

Autor(en)/Author(s): Poethke Hans Joachim, Oertel Detlef, Seitz Alfred

Artikel/Article: [Variabilität in ökologischen Systemen. Konsequenzen für den Zeithorizont von Modellprognosen 457-464](#)