

Beitragsserie: Vom Labor ins Freiland (s. UWSF 1/97, S. 1-5, 2/97, S. 62-68, 4/97, S. 213-224)

## Künstliche Testsysteme zur Bewertung von PSM

# Mathematische Modelle zur Effektabschätzung

Udo Hommen, Hans-Toni Ratte

Lehrstuhl für Biologie V, RWTH Aachen, D-52056 Aachen

Korrespondenzautor: Udo Hommen, email: udo.hommen@post.rwth-aachen.de

### Zusammenfassung

Die Extrapolation von toxikologischen Daten aus Labortests auf Schwellenwerte für Ökosysteme stellt ein zentrales Problem bei der Effektabschätzung im Rahmen der ökologischen Risikoanalyse dar. Die üblichen statistischen Verfahren werden kurz vorgestellt, bevor Beispiele zur Anwendung von Simulationsmodellen gegeben werden. Ein Verfahren zur Abschätzung von Schwellenkonzentration für verschiedene Endpunkte mit Hilfe von Monte-Carlo-Simulationen wird vorgestellt und an einem Datensatz für acht Chemikalien mit statistischen Verfahren verglichen. Abschließend werden die Vor- und Nachteile gegenübergestellt.

**Schlagwörter:** Extrapolation; Ein-Art-Tests; Ökosystemschwelenwerte; Sicherheitsfaktoren; NEC; HC5-Methode; Simulation; Monte-Carlo; Individuenansatz; Ökosystemmodelle

### Abstract

#### Mathematical Models for Effect Assessment

The extrapolation from single-species toxicity data to ecosystem thresholds is one of the principal problems in ecological risk assessment. The common statistical methods are briefly presented prior to a brief trial application of simulation models. A method for calculating ecosystem thresholds for different endpoints using Monte-Carlo simulations is applied to a data set of eight substances and subsequently compared with statistical approaches. Finally, a comparison of the pros and cons of such simulation models for extrapolation is presented.

**Keywords:** Extrapolation; single species toxicity tests; ecosystem thresholds; assessment factors; NEC; HC5-method; simulation; Monte-Carlo; individual based models; ecosystem models

## 1 Einleitung

Die Ökotoxikologie basiert zum großen Teil auf Laborexperimenten zu direkten Effekten einer Substanz auf bestimmte wenige Testarten. Ziel ist es jedoch nicht, bestimmte Organismen unter kontrollierten Laborbedingungen vor Schäden durch Fremdstoffe zu schützen, sondern Populationen und Lebensgemeinschaften in realen Ökosystemen. Die dazu notwendigen Extrapolationen sind prinzipiell auf zwei Arten möglich: mit Hilfe von Experimenten oder theoretischen Überlegungen. Im Vordergrund dieses Beitrags stehen mathematische Modelle, nämlich Sicherheitsfaktoren, Regressionsmodelle, statistische Verteilungsmodelle und Simulationsmodelle.

## 2 Sicherheitsfaktoren

Das einfachste und gängigste Extrapolationsverfahren stellt die Anwendung von Sicherheitsfaktoren dar. Ziel ist es dabei, eine Schadstoffkonzentration abzuschätzen, von der man annimmt, daß sie im Ökosystem keine Schäden verursacht (NEC oder PNEC: (Predicted) No Effect Concen-

tration). Zu ihrer Berechnung wird der niedrigste verfügbare Toxizitätswert aus Laborexperimenten mit einem Faktor multipliziert, dessen Größe sich nach der Qualität und Quantität der vorhandenen Daten richtet und üblicherweise 0,1, 0,01 oder 0,001 beträgt (z. B. nach OECD 1992)

## 3 Regressionsmodelle

Statt solch fester Faktoren können auch Regressionsmodelle verwendet werden (OECD 1992). SUTER et al. (1983) stellen ein Regressionsverfahren in mehreren Schritten zur Berechnung von Schwellenkonzentrationen einzelner Arten vor, während STOOFF et al. (1986) Gleichungen für lineare Regressions zwischen akuten EC50s, chronischen NOECs und Ökosystem-NOECs angeben. Nachteile: Die Regressionsmodelle sind nur auf Substanzen anwendbar, welche ähnlich wirken wie jene, auf denen die Regression aufbaut. Außerdem liegen nur relativ wenige zur Berechnung von Ökosystem-NOECs geeignete Studien vor. Ein Vorteil im Vergleich zur Verwendung von Sicherheitsfaktoren ist darin zu sehen, daß die Unsicherheit der Schätzung als Varianz oder Konfidenzintervall angegeben werden kann.

#### 4 Statistische Verteilung der Artsensitivitäten

Sicherheitsfaktoren und Sloofs Regressionsansatz benutzen beide nur einen, nämlich den jeweils niedrigsten verfügbaren Toxizitätswert für eine Substanz. Die unterschiedlichen Sensitivitäten der Arten werden also nicht berücksichtigt. Mehr Toxizitätsdaten über die untersuchte Substanz können hierbei nur die geschätzte NEC verringern, sie schlagen sich allerdings nicht in größerer Sicherheit der Schätzung bzw. geringerer Varianz der NEC nieder. Aus diesen Grund werden beide Methoden nur bedingt als geeignet angesehen, um von Labortoxizitätstests auf Lebensgemeinschaften in Ökosystemen zu schließen (VAN LEEUWEN 1990).

Statistische Verteilungsfunktionen der Sensitivitäten von Testarten benutzen als erste STEPHAN et al. (1985). Die Grundannahme dieses und auch der folgenden Verfahren ist, daß die Sensitivitäten, z. B. in Form von NOECs, von mehreren im Labor getesteten Arten als Stichprobe der Sensitivitäten aller Arten im Ökosystem angesehen werden kann. Von der aus den Labordaten berechneten Verteilungsfunktion kann somit auf die Verteilung der Artsensitivitäten im Freiland geschlossen werden. Eingebürgert hat sich die Berechnung der 5%-Perzentile als HC5 (Hazardous Concentration for 5% of the species). Für 95% der Arten liegt die NOEC also über der HC5, während für 5% der Arten bei dieser Konzentration Effekte nicht ausgeschlossen werden können.

Die verschiedenen Verfahren unterscheiden sich im Typ der postulierten Verteilung und der Berechnung von Konfidenzintervallen für die HC5. Alle drei verwendeten Verteilungsfunktionen (log-dreieck (STEPHAN et al. 1985), log-logistisch (KOOIJMAN 1987, VAN STRAALEN und DENNEMAN 1989, ALDENBERG und SLOB 1991, 1993) und log-normal (WAGNER und LOKKE 1991)) sind sehr ähnlich, so daß sich die berechneten HC5-Werte nur geringfügig unterscheiden (→ Abb. 1). Die OECD (1992) hält daher alle drei Verteilungstypen für ein *Refined Aquatic Risk Assessment* geeignet.

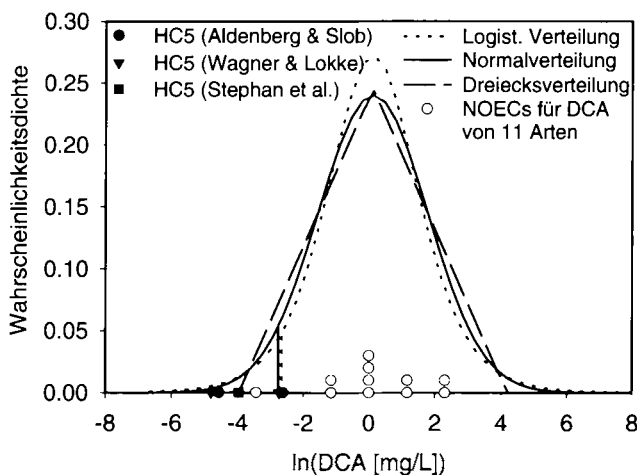


Abb. 1: HC5-Berechnung mit verschiedenen Verteilungen, Beispieldaten für 2,4-Dichloranilin (DCA) nach Stoor et al. (1983) aus VAN LEEUWEN (1990)

Die Methode von STEPHAN et al. (1985) wird in Europa kaum benutzt, da sie höhere Anforderungen an den Datensatz stellt (acht NOECs aus verschiedenen Familien im Gegensatz zu mindestens vier NOECs bei den anderen Verfahren), keine Konfidenzberechnung erlaubt und die Existenz einer Schwellenkonzentration annimmt. Bei den Verfahren von ALDENBERG und SLOB (1993) und von WAGNER und LOKKE (1993) kann die HC5 mit einer gewünschten Konfidenz berechnet werden. Ein Konfidenzniveau von 50% entspricht dem Median des Schätzwertes; die Wahrscheinlichkeit, die HC5 zu über- oder unterschätzen, ist gleich groß. In den Niederlanden wird diese HC5 als *Maximum Permissible Concentration* (MPC) benutzt, um Schutzziele zu definieren (Health Council of the Netherlands 1989). Weiterhin ist die Berechnung der HC5 mit 95% Konfidenz üblich (OECD 1992, VAN LEEUWEN et al. 1994). Dieser niedrigere, also "sicherere", Wert wird als Maß für die Unsicherheit der Schätzung angesehen: die Wahrscheinlichkeit, daß die so berechnete HC5 in Wirklichkeit zu hoch ist, beträgt 5%.

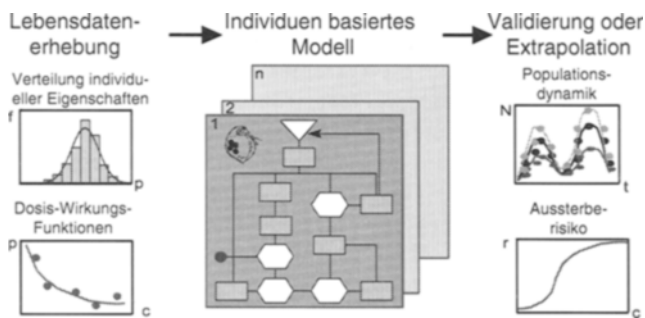
#### 5 Simulationsmodelle

Auch bei der HC5-Berechnung werden wichtige Eigenschaften von Ökosystemen vernachlässigt, die eventuell die Wirkung einer Schadstoffbelastung beeinflussen: variable Umweltbedingungen, wie z. B. Witterung, und Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Populationen. Vor allem, um Interaktionen zwischen Populationen und somit auch die möglichen indirekten Effekte eines Stressors abschätzen zu können, werden Simulationsmodelle mittlerweile verstärkt gefordert (OECD 1992, US-EPA 1992; CROSSLAND et al. 1993). Zwei Beispiele sollen mögliche Vorgehensweisen verdeutlichen.

##### 5.1 Individuenbasierte Modelle

DÜLMER und RATTE (in Vorbereitung) sowie KLÜTTGEN et al. (1996) untersuchten, wie von Schadstoffwirkungen, die an Individuen gemessen wurden, auf die Ebene von Populationen und einfachen Lebensgemeinschaften im Labor extrapoliert werden kann: Lebensdaten von *Daphnia magna* (Wachstum, Juvenilentwicklungsdauer, Embryonalentwicklungsdauer, Gelegegröße und Lebensdauer) wurden bei verschiedenen Umweltbedingungen (Nahrungsangebot, Schadstoffbelastung und Temperatur) gemessen (→ Abb. 2, links). Aus der Beobachtung von Einzeltieren unter gleichen Bedingungen konnten einerseits statistische Verteilungen der Parameter bestimmt werden, um die Unterschiede zwischen Individuen widerzuspiegeln. Aus den verschiedenen Versuchsbedingungen andererseits konnten z. B. die Abhängigkeiten der Lebensdaten von der Schadstoffkonzentration abgeleitet werden. Die erhaltenen Funktionen wurden dann in ein individuenbasiertes Modell eingebaut, das den Lebenslauf jeder *Daphnia* separat simuliert

(→ *Abb. 2, Mitte*). Die einzelnen Tiere in der Modellpopulation unterscheiden sich durch ihre individuellen Lebensdaten, die ihnen zufallsgemäß aus den im Experiment beobachteten Verteilungen zugeordnet wurden. Die Simulationsergebnisse wiederum konnten an Populationsexperimenten überprüft werden (→ *Abb. 2, rechts*) und z. B. zur Prognose von Wahrscheinlichkeiten des Aussterbens verwendet werden. Auf dieselbe Weise wurden Modelle für die Populationsdynamik anderer Zooplanktonarten erstellt, die dann gekoppelt und an Daten von Experimenten mit einfachen Lebensgemeinschaften getestet wurden (HOMMEN et al. 1993).



5.2 Ökosystemmodelle

In der Regel werden jedoch so aufwendige Experimente zum Einfluß eines Schadstoffs auf die Lebensdaten verschiedener Arten nicht zur Verfügung stehen, so daß auf die Ergebnisse der üblichen Toxizitätstests zurückgegriffen werden muß. Dies gilt vor allem dann, wenn nicht eine oder wenige Arten im Vordergrund stehen, sondern komplexere Lebensgemeinschaften. Üblicherweise wird dann nicht mehr jedes Individuum modelliert, sondern die Veränderung der Populationsdichten der wichtigsten taxonomischen oder funktionellen Gruppen mit Hilfe von Differential- oder Differenzgleichungen beschrieben.

Eine mögliche Vorgehensweise soll anhand des Modells SWACOM (Standard Water Column Modell, O'NEILL et al. 1982, BARTELL et al. 1992) vorgestellt werden. SWACOM wurde speziell für die Untersuchung toxischer Effekte auf der Ökosystemebene entwickelt. Es modelliert nicht einen bestimmten See, sondern die Freiwasserzone eines generalisierten dimiktischen Sees mit 4 trophischen Ebenen und 19 Populationen (→ *Abb. 3*). Die Populationsdynamik wird mit Hilfe eines Differentialgleichungssystems beschrieben; die einzelnen Populationen unterscheiden sich durch Parameter wie Freßrate, Respirationsrate, Temperaturoptimum usw.

Die Dynamik des Systems ohne Fremdstoffbelastung ist in **Abbildung 4** dargestellt. Dieser Lauf diente für die folgenden Beispiele als Standard.

Zusätzlich zu den erwähnten physiologischen Parametern ist jede Modellpopulation durch ihre Sensitivität gegenüber

dem Fremdstoff charakterisiert. Normalerweise stehen Toxizitätsdaten nicht exakt für alle Populationen im Modell zur Verfügung. Für die folgenden Beispiele benutzen wir einen Datensatz von SLOOF et al. (1983) und SLOOF & CANTON (1983), der schon früher zum Vergleich verschiedener Extrapolationsverfahren benutzt wurde (OECD 1992). Der Datensatz enthält akute und chronische Toxizitätsdaten für acht Chemikalien und elf Arten.

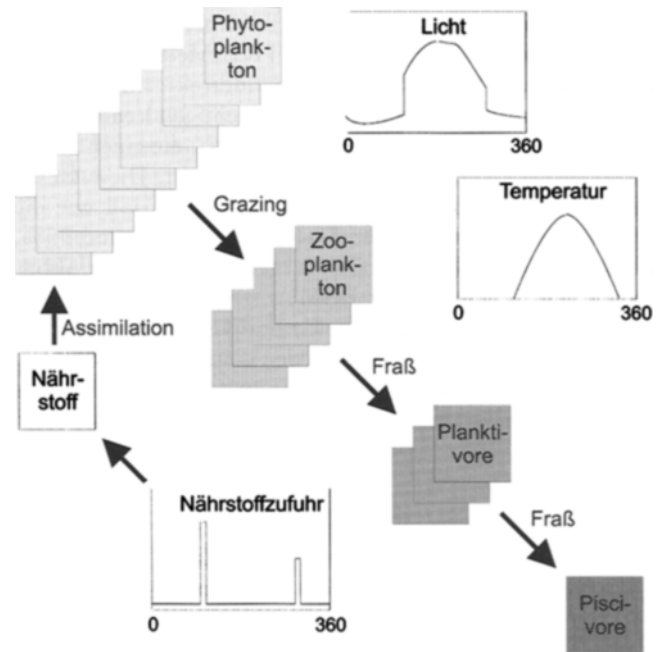


Abb. 3: Konzeptdiagramm zu SWACOM, modifiziert nach O'NEILL et al. (1982)

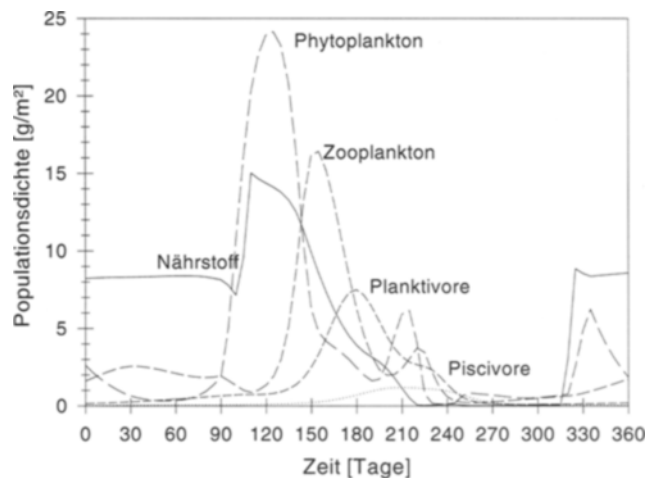


Abb. 4: SWACOM-Jahresgang ohne Schadstoffbelastung (Biomassesumme je trophische Ebene)

Die Testarten wurden möglichst an Hand ihrer ökologischen Funktion den Modellpopulationen zugeordnet: *Pseudomonas* wurde wie ein Primärproduzent behandelt, zusammen mit *Microcystis*, *Scenedesmus* und Lemna. *Daphnia*, *Culex*, *Hydra* und *Lymnea* dienen als Primärkonsumenten bzw. Zooplankton. *Poecilia* und *Oryzias* wurden als planktivore Fische angesehen, während *Xenopus* die Rolle des Topcarnivoren spielte. Ziel war es, alle verfügbaren Toxizitätsdaten nutzen zu können. Wie die Auswirkung der gewählten Zuordnung untersucht werden kann, wird später gezeigt werden.

Mit Hilfe von SWACOM soll ein Extrapolationsverfahren vorgestellt werden, das analog zur HC5-Methode (s. o.) zu verstehen ist, aber zusätzlich auch indirekte Effekte und variable Umweltbedingungen berücksichtigen kann: Es soll diejenige Konzentration bestimmt werden, die einen Effekt von 5% im Ökosystem(-modell) verursacht. Diese EEC5 (Ecosystem Effective Concentration for 5%) soll wie die HC5 mit einer gewünschten Konfidenz, z. B. 50 und 95%, bestimmt werden können. Die Vorgehensweise ist in **Abbildung 5** schematisiert dargestellt.

Nach der Entscheidung für einen Endpunkt startet der Algorithmus mit einer Simulation der ungestörten Situation, also ohne Schadstoffwirkung, um den Kontrollwert des Endpunkts zu bestimmen (z. B. maximale Algendichte im

unbelasteten Jahresgang). Dann wird die Schadstoffkonzentration um einen bestimmten Wert (Dtox) erhöht und der Wert des Endpunkts aus der Simulation unter dieser Belastung und die relative Veränderung zur Kontrolle bestimmt (dunkelgraue Box in *Abb. 5*). Je nachdem, ob der Effekt größer oder kleiner als 5% ist, wird eine neue Testkonzentration des Schadstoffs festgelegt und wiederum der Wert des Endpunkts bestimmt. Dies (hell graue Box in *Abb. 5*) wird solange durchgeführt, bis die EEC5 mit einer gewünschten Genauigkeit bestimmt ist. Soll die EEC5 mit einer bestimmten Konfidenz berechnet werden, wird für eine zu testende Schadstoffkonzentration nicht nur ein deterministischer Simulationslauf zur Berechnung des Effekts durchgeführt, sondern jeweils viele Monte-Carlo-Simulationen. In jeder dieser Monte-Carlo-Simulationen werden z. B. die direkten Effekte auf die einzelnen Populationen aus den angenommenen statistischen Verteilungen gezogen und dann der Wert des Endpunkts und der relative Effekt berechnet. Aus den Monte-Carlo-Simulationen wird dann bestimmt, wie oft der Effekt kleiner als 5% war. Dieser Anteil kann als Konfidenz betrachtet werden, da er die Wahrscheinlichkeit angibt, keine größere Veränderung des Endpunktes als 5% zu verursachen. Im Verlauf des Algorithmus wird die Schadstoffkonzentration dann wiederum solange verändert, bis der Effekt mit der gewünschten Konfidenz (z. B. 50% oder 95% wie bei der HC5-Methode) noch kleiner als 5% ist. Die Suche stoppt wiederum, wenn der Suchschritt für die Schadstoffkonzentration kleiner als eine gewünschte Genauigkeit ist.

Zunächst wurden für die acht Chemikalien EEC5-Werte für folgende Endpunkte bestimmt: Zunahme der Phytoplanktonbiomasse und Abnahme der Zooplankton-, Planktivoren- und Piscivorenbiomasse. In sechs Fällen zeigten sich Hinweise auf indirekte Effekte auf der Ökosystemebene:

Auf eine Belastung mit  $K_2Cr_2O_7$  reagierte das Modell zuerst mit einer Zunahme der mittleren Algenbiomasse, obwohl den Phytoplanktonpopulationen im Mittel die niedrigsten Toxizitätswerte zugeordnet wurden, die Algen im Labor demnach empfindlicher als die anderen trophischen Ebenen waren. Die im Labor gegenüber NaBr und p-NT relativ toleranten Planktivoren zeigten den niedrigsten EEC5-Wert. Ebenfalls Hinweise auf indirekte Effekte gab es beim 2,4-DCA. Hier waren der piscivore Population die niedrigsten LC50 und NOEC-Werte zugeordnet worden, die niedrigste EEC5 wurde jedoch für die Algenzunahme berechnet. Wie beim Kaliumdichromat sagte das Modell bei Dimethoat und PCP bei niedrigen Konzentrationen zuerst eine Zunahme des Phytoplanktons voraus. Da im Modell keine direkte Wachstumsförderung durch Fremdstoffe enthalten ist, muß auch dies als indirekter Effekte gelten. Die Bedeutung der Sensitivität der einzelnen Modellpopulationen konnte mit einer multiplen Regression von Monte-Carlo-Simulationen mit verschiedenen Zuordnungsmustern untersucht werden. Die Zooplanktonpopulation 5 hatte beispielsweise den weitaus stärksten Einfluß auf die Abnahme der mittleren Piscivorenbiomasse. Konsequenz einer solchen Analyse kann sein, sich auf Toxizitätstests für die wichtigsten Populationen zu konzentrieren oder eine

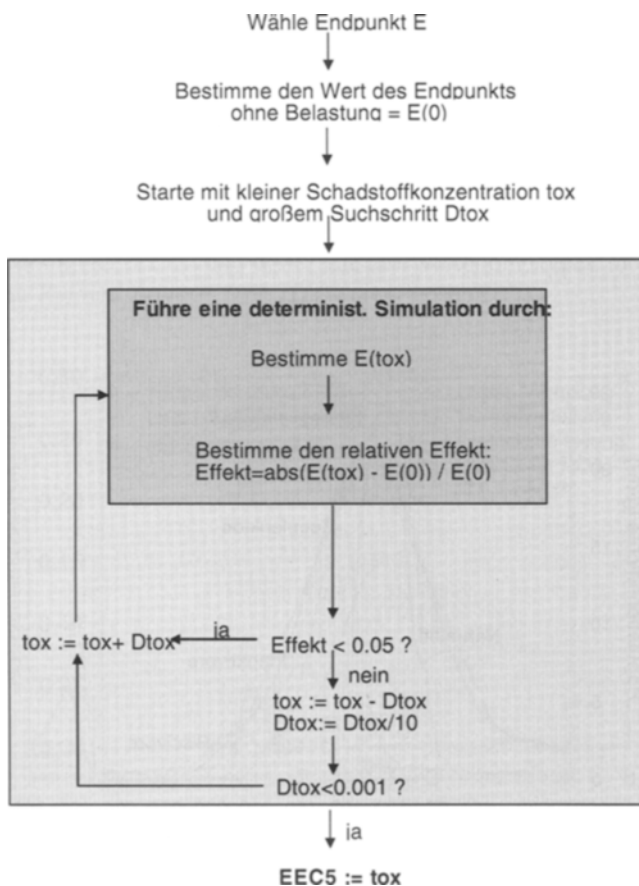


Abb. 5: Schema der EEC5-Berechnung, Erläuterung s. Text

bestimmte Zuordnung auszuwählen, z. B. die, welche die niedrigste oder die mediane EEC5 ergibt.

Für **Abbildung 6** wurden die Ergebnisse verschiedener Extrapolationsverfahren verglichen. Alle Methoden ordnen die acht Substanzen sehr ähnlich ein, die Korrelationskoeffizienten zwischen zwei Verfahren waren stets größer als 0,8. Die Anwendung von Sicherheitsfaktoren auf die jeweils niedrigste NOEC ergab die sichersten (niedrigsten) Ökosystemschiwellenwerte, während die deterministischen EEC5-Werte die höchsten Schätzungen darstellten. Die Monte-Carlo-EEC5-, HC5- und NEC-Werte auf der Basis akuter Toxizitäten zeigten sehr ähnliche Ergebnisse.

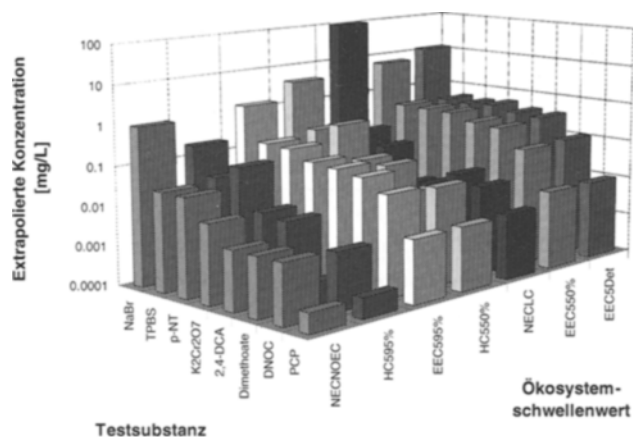


Abb. 6: Ökosystemschiwellenwerte nach verschiedenen Extrapolationsverfahren für acht Chemikalien

## 6 Diskussion

Werden die verschiedenen Verfahren verglichen, ergeben sich folgende Nachteile der Verwendung von Simulationsmodellen bei der Extrapolation vom Labor auf das Freiland:

1. Simulationsmodelle sind komplizierter und aufwendiger als HC5- oder NEC-Berechnung.
2. Simulationsmodelle verlangen zusätzlich zu den Toxizitätsdaten Angaben über Struktur und Funktion des Ökosystems, z. B. in Form von Wachstumsraten
3. Standardisierung erscheint schwierig. Es ist nicht anzunehmen, daß ein Modell generelle Akzeptanz findet. Andererseits können existierende Modelle konkreter Ökosysteme verwendet werden (*site specific risk assessment*).
4. Validierung der berechneten EEC5 ist schwierig, wenn nicht unmöglich. Dieser Einwand gilt allerdings für alle Berechnungen von Ökosystemschiwellenwerten.

Diesen Nachteilen stehen folgende Vorteile gegenüber:

1. Es können verschiedene Endpunkte untersucht und die empfindlichsten identifiziert werden.
2. Alle verfügbaren Daten können verwendet werden, nicht nur die Toxizitätsdaten: Eigenschaften einer zu schützenden Art oder eines zu schützenden Ökosystems, variable abiotische Umwelt, Wechselwirkungen zwischen Populationen, verschiedene Expositionsszenarien.
3. Indirekte Effekte einer Substanz werden erfaßt.
4. Unsicherheiten über Struktur und Funktion des Ökosystems, über direkte Effekte und über Exposition können in Monte-Carlo-Simulationen quantitativ berücksichtigt werden und ergeben Wahrscheinlichkeitsaussagen, wie sie für eine ökologische Risikoanalyse wünschenswert sind.

Zusammenfassend sind wir der Meinung, daß Simulationsmodelle (noch?) nicht als ein Standardverfahren der Effektabschätzung eingesetzt werden können, sondern in bestimmten Fällen als zusätzliche Werkzeuge für eine detailliertere Analyse dienen können. In diesem Sinne sind Simulationsmodelle als ein Verfahren des "Comprehensive Risk Assessment" analog zu den Mikro- und Mesokosmosversuchen auf der experimentellen Seite zu sehen (→ *Tabelle 1*).

Tabelle 1: Einordnung von Simulationsmodellen in die Stufen der Effektabschätzung nach OECD (1992)

Ebene	Experimentell	Theoretisch
Preliminary	QSARs, akute Toxizität	Sicherheitsfaktoren
Refined	Chronische Tox. für > 3 Arten	HC%-Methoden
Comprehensive	Mikro- und Mesokosmen	Simulationsmodelle

### Danksagung

Wir möchten dem BMBF für die finanzielle Förderung (FKZ 070TX09) und einem anonymen Gutachter für die kritische Durchsicht des Manuskriptes danken.

## 7 Literatur

ALDENBERG, T.; W. SLOB (1993): Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxi. Environ. Saf.* 25, 48-63

BARTELL, S.M.; R.H. GARDNER; R.V. O'NEILL (1992): *Ecological risk estimation*. Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, 252 pp.

CROSSLAND, N.O.; F. HEIMBACH; I.R. HILL; A. BOUDOU; P. LEEUWANGH; P. MATTHIESSEN; G. PERSOONE (1994): Summary and recommendations of the European Workshop On Freshwater Field Tests (EWOFFT). In: HILL, I.R.; F. HEIMBACH; P.

- LEEUWANGH; P. MATTHIESSEN (Hrsg.): Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals. CRC Press, Boca Raton, S. XXV - XXXVII
- DÜLMER U, H.T. RATTE (in Vorb.): Effects of 3,4-dichloroaniline on single species populations and two species communities of competing *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia quadrangula*. In Vorbereitung für Environm. Toxicol. Chem.
- HOMMEN, U.; H.J. POETHKE; U. DÜLMER; H.T. RATTE (1993): Simulation models to predict ecological risks of toxins in freshwater systems. ICES Journal of marine Science 50, 337-347
- KLÜTTGEN, B.; N. KUNTZ; H.T. RATTE (1996): Combined effects of 3,4-dichloroaniline and food concentration on life-table data of two related cladocerans, *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia quadrangula*. Chemosphere 32, 2015-2028
- KOOIJMAN, S.A.L.M. (1987): A safety factor for LC50 Values allowing for differences in sensitivity among species. Water Res. 21, 269-276
- OECD (1992): Report of the OECD workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to the real environment. OECD Environment Monographs No. 59, Environmental Directorate, Paris, OECD, 54 pages
- O'NEILL, R.V.; R.H. GARDNER; L.W. BARNTHOUSE; G.W. SUTER; S.G. HILDEBRAND; C.W. GEHRS (1982): Ecosystem risk analysis: a new methodology. Environ. Toxicol. Chem. 1, 167-177
- SLOOF, W.J.; J.A. VAN OERS; D. DE ZWART (1986): Margins of uncertainty in ecotoxicological hazard assessment. Environ. Toxicol. Chem. 5, 841-852
- SLOOF, W.J.; J.H. CANTON; J.L.M. HERMENS (1983): Comparison of the susceptibility of 22 freshwater species to 15 chemical compounds. I. (Sub)acute toxicity tests. Aquat. Toxicol. 4, 113-128
- SLOOF W; J.H. CANTON (1983): Comparison of the susceptibility of 11 freshwater species to 8 chemical compounds. II (Semi)chronic toxicity tests.- Aquat. Toxicol. 4, 271-282
- STEPHAN, C.E.; D.L. MOUNT; D.J. HANSEN; J.H. GENTILE; G.A. CHAPMAN; W.A. BRUNGS (1985): Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. US EPA, PB85-227049
- SUTER, G.W.; D.S. VAUGHAN; R.H. GARDNER (1983): Risk assessment by analysis of extrapolation error, a demonstration for effects of pollutants on fish. Environ. Toxicol. Chem. 2, 369-378
- US-EPA (1992): Framework for ecological risk assessment. US-EPA 630/R-92/001
- VAN LEEUWEN, K. (1990): Ecotoxicological effects assessment in the Netherlands: Recent developments. Environ. Manage. 14, 779-792
- VAN LEEUWEN, K.; H.J. EMANS; E. VAN DE PLASSCHE; H. CANTON (1994): The role of field tests in hazard assessment of chemicals. In: HILL, I.R.; F. HEIMBACH; P. LEEUWANGH; P. MATTHIESSEN (Hrsg.): Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals. CRC Press, Boca Raton, S. 425-437
- VAN STRAALLEN, N.M.; C.A.J. DENNEMAN (1989): Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. Ecotox. Environ. Saf. 18, 241-251
- WAGNER, C.; H. LOKKE (1991): Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. Water. Res. 25: 1237-1242

**Glossar**

- EC50: Effektive Konzentration mit 50% Wirkung
- NOEC: Höchste getestete Dosis ohne signifikanten Wirkung im Vergleich zur Kontrolle
- EEC5: Ecosystem EC5 = Effektive Konzentration mit 5% Wirkung auf der Ökosystemebene
- (P)NEC: (Predicted) No Effect Concentration
- HC5: Hazardous Concentration for 5% of all species
- MPC: Maximum Permissible Concentration

**Tagungsankündigungen: Organische Schadstoffe in Lebensmitteln**

**20.-21. November 1997, GSF, Neuherberg**

**Organisationskomitee:**

Prof. Dr. A. Kettrup, Dr. K.-W. Schramm, Prof. Dr.-Ing. K. G. Schmidt, Dipl.-Volksw. G. Schöppe, Dr. C. Kube-Schwickardi

Die Tagung "Organische Schadstoffe in Lebensmitteln – Befunde, Herkunft, Gesundheitsrisiken und Minderungsstrategien" findet vom 20. November bis zum 21. November 1997 statt im GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg.

Die Tagung soll in einer Reihe von ausgewählten Vorträgen einen Überblick über die Belastung von Lebensmitteln mit organischen Stoffen, deren Herkunft und toxikologische Bedeutung geben. Des weiteren werden Möglichkeiten zur Reduktion der Schadstoffbelastungen aufgezeigt. Begleitend zur Tagung ist eine Posterausstellung vorgesehen. Die **Gebühr** beträgt DM 275,00.

**Tagungssekretariat:**

Ulla Schrödel

Christa Nuffert

Kongressdienst der GSF Neuherberg

Telefon: +49-89-3187-3030 / -2669

Telefax: +49-89-3187-3362

D-85764 München-Neuherberg

**Tagungsort:**

Auditorium der GSF, Geb. 23

Ingolstädter Landstr. 1, München-Neuherberg

Telefon: +49-89-3187-2668

**Posteranmeldung:** Posterbeiträge sind in einer Kurzfassung auf einer DIN A 4 Seite an Dr. C. Kube-Schwickardi, IUTA e.V., Bleiersheimer Straße 60, D-47229 Duisburg (Fax: +49-2065/418-211) einzureichen. Über die Annahme des Posters erhalten die Autoren Bescheid.