

# **Schwermetalle in aquatischen Evertebraten: Bioakkumulation - Metabolismus - evaluative Modelle\***

**Gerd-Peter Zauke, Jürgen Ritterhoff und Birte Clason**

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, FB Biologie (ICBM),  
Postfach 2503, D-26111 Oldenburg, Germany  
e-mail: gerd.p.zauke@uni-oldenburg.de

## **1. Einleitung**

Für Schwermetalle in aquatischen Evertebraten gilt nach wie vor eine Bemerkung von Rainbow et al. (1990), die sinngemäß lautet, daß die wissenschaftliche Literatur häufig reine Datenlisten enthalte und die Autoren nicht in der Lage seien, ihre Ergebnisse zu bewerten; der Leser werde entsprechend mit der Frage nach dem Sinn und der Bedeutung solcher Veröffentlichungen alleingelassen. Man muß leider feststellen, daß diese Situation auch auf einige aktuelle Programme zur Umweltüberwachung zutrifft. In der Arbeitsgruppe "Aquatische Ökologie" am Institut für Chemie und Biologie des Meeres (ICBM) der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg wurde in den letzten Jahren ein Konzept entwickelt, mit dem eine Bewertung der Umweltqualität im Hinblick auf Schwermetalle in aquatischen Evertebraten möglich ist und die oben erwähnte Problematik überwunden werden kann. Einzelheiten dieses Konzepts sind beispielsweise in Bernds et al. (1998); Ritterhoff & Zauke (1997a; b); Ritterhoff et al. (1996); Zauke et al. (1996a; b) und Zauke et al. (1995) dargelegt. Im folgenden soll ein kurzer Abriß unter Verweis auf neuere Literaturquellen gegeben werden; eine Übersicht der einzelnen Elemente dieses Konzepts vermittelt Abb. 1.

## **2. Studien zur Toxicokinetik**

Untersuchungen zum zeitlichen Verlauf der Aufnahme und Ausscheidung von Metallen (oder Xenobiotica) in Organismen (in Relation zur externen Exposition über das Versuchswasser oder über die Nahrung) sind ein wichtiger Schritt zur Bewertung der Umweltqualität. Sie liefern erste Informationen über zugrundeliegende Akkumulationsstrategien, die von einer Netto-Akkumulation bis zur reinen Regulation reichen können. Netto-Akkumulatoren sind nicht in der Lage, die Ausscheidungsrate von Stoffen der Aufnahmerate anzupassen, während Regulatoren eine konstante Konzentration von Stoffen im Körper innerhalb eines großen Be-

---

\* **Vorabdruck:** S. 146-159 in: Streß in limnischen Ökosystemen. Neue Ansätze in der ökotoxikologischen Bewertung von Binnengewässern (STEINBERG, CH. E. W., BRÜGGEMANN, R., KÜMMERER, K., LIEß, M., PFLUGMACHER, S. & ZAUKE, G.-P., Hrsg.), Parey Buchverlag Berlin (2001).

reichs externer Exposition aufrechterhalten können. Diese Fähigkeit der Organismen hängt stark von ihrer Artzugehörigkeit und von den jeweiligen chemischen Eigenschaften der Stoffe ab (Phillips & Rainbow, 1989; Rainbow, 1988; Rainbow et al., 1990; Rainbow & White, 1989). Weiterhin liefern solche Studien die experimentelle Basis zur statistischen Schätzung kinetischer Parameter von n-Kompartiment-Modellen durch Verfahren der nicht-linearen Regressionsanalyse (siehe Abschnitt 6).

Metall-Konzentrationen in Organismen, die ansteigen und nicht unmittelbar eine Sättigungsphase erreichen, sind dabei ein erster Hinweis auf eine Netto-Akkumulationsstrategie, während konstant bleibende Metallkonzentrationen in Organismen während der Aufnahmeperiode auf eine Regulation hindeuten. Hierbei ist aber zu beachten, daß eine solche Interpretation vom jeweiligen experimentellen Design abhängig ist, beispielsweise von der Wahl der externen Metallexposition bzw. von deren Zeitdauer. Erst das Verständnis der Akkumulationsstrategie eines Organismus erlaubt die Bewertung gemessener Schwermetallkonzentrationen im Sinne einer unterschiedlichen bioverfügbaren Belastung der Umwelt (z.B. Rainbow, 1993; Rainbow et al., 1990; Zauke et al., 1995).

Das Konzept toxicokinetischer Untersuchungen ist ursprünglich entwickelt worden, um die Akkumulation organischer Chemikalien in Fischen zu testen (z.B. Butte et al., 1987; OECD, 1981), es ist in neuerer Zeit aber auch weiterentwickelt und auf Metalle in Evertebraten angewendet worden (van Hattum et al., 1989; Janssen et al., 1991; Maclean et al., 1996; Timmermans et al., 1992; Xu & Pascoe, 1993; Zauke et al., 1995). Weitere Erläuterungen zu einfachen Modellen und Hinweise zu ihrer statistischen Behandlung findet man in Abschnitt 6.

Die Anwendung von Kompartiment-Modellen hat in diesem Zusammenhang beispielsweise bei Gammariden das Vorliegen einer Netto-Akkumulationsstrategie für Cd sowie ähnliche Biokonzentrationsfaktoren (BCFs) für unterschiedliche Untersuchungskollektive ergeben (nähere Ausführungen im Abschnitt "Ergebnisse einer Fallstudie"). Entsprechende Untersuchungsansätze können auch als ein Beitrag zur Kalibrierung von Organismen in Studien zum Biomonitoring angesehen werden (Ritterhoff et al., 1996; Zauke et al., 1995; 1996b). Erst durch eine solche Kalibrierung werden Schwermetallgehalte von Monitororganismen vergleichbar.

### **3. Konzentrationsabhängige Akkumulationsstudien**

Konzentrationsabhängige Akkumulationsstudien liefern, in Ergänzung zu den oben erwähnten toxicokinetischen Studien, weitere Informationen zur Akkumulationsstrategie von Organismen. Wegen ihres geringeren Aufwandes (es ist nur eine Probennahme zu einer festgelegten Zeit notwendig) kann hiermit ein wesentlich größerer Bereich externer Metallexpositionen im Versuchswasser abgedeckt werden. Zunehmende Metall-Konzentrationen in den Versuchstie-

ren mit steigender externer Exposition sind in diesem Fall ein Hinweis auf eine Netto-Akkumulationsstrategie. Gleichzeitig sind diese Experimente geeignet, Daten zur akuten Toxizität zu gewinnen, da im allgemeinen auch höhere externe Metallkonzentrationen zur Anwendung kommen.

Darüberhinaus können solche Experimente auch zur weitergehenden Evaluation und Verifizierung von Kompartimentmodellen herangezogen werden. Hierzu werden die experimentellen Daten der Aufnahmeversuche mit Modellvorhersagen verglichen, die aus unabhängigen toxikokinetischen Studien gewonnen wurden, wobei die externe Metallkonzentration des Versuchswassers und die Zeit der Aufnahmephase an die jeweiligen Bedingungen der Aufnahmeversuche anzupassen sind. Für einige Metalle in Copepoden und Amphipoden aus der Grönlandsee ergaben sich dabei gute Übereinstimmungen zwischen den Modellvorhersagen und den Ergebnissen unabhängiger Aufnahmeversuche in einem Bereich externer Expositionen von 12 - 36  $\mu\text{g Pb l}^{-1}$ , 120 - 240  $\mu\text{g Cu l}^{-1}$  and 400 - 1200  $\mu\text{g Zn l}^{-1}$  (Ritterhoff & Zauke, 1997a; b). Ähnliches gilt für Polychaeten aus dem niedersächsischen Wattenmeer (Bernds et al., 1998) und für Gammariden aus den norddeutschen Flüssen Weser, Hunte und Ems (siehe Fallstudie in Abschnitt 7). Eine Weiterentwicklung dieses Konzepts führt hin zu Bewertungsmodellen, wie sie weiter unten etwas detaillierter erläutert werden.

Akkumulationsstrategien variieren, wie oben bereits ausgeführt wurde, zwischen einer Netto-Akkumulation und einer reinen Regulation, jeweils abhängig von der betrachteten biologischen Species und dem chemischen Element (z.B. Phillips & Rainbow, 1989; Rainbow et al., 1990; Rainbow & Phillips, 1993; Rainbow & White, 1989). Zur Zeit sind nur einige wenige generelle Aussagen zu Akkumulationsstrategien möglich, etwa daß Cirripedier (z.B. Seepocken) Netto-Akkumulatoren für Zn und viele decapode Crustaceen (z.B. Garnelen) Regulatoren für Cu und Zn sind. Auf der anderen Seite wurden sehr starke interspezifische Schwankungen beobachtet, auch bei Betrachtung sehr eng verwandter Arten, so daß weiterhin ein erheblicher Forschungsbedarf für entsprechende Untersuchungen auf Art-Ebene besteht. Im Hinblick auf Amphipoden (Flohkrebse) wurden beispielsweise für einige Elemente (u.a. Cd, Cu, Pb, Hg und Zn) Netto-Akkumulationsstrategien in der Literatur veröffentlicht (siehe Zitate in Zauke et al., 1995). Darüberhinaus kann die genetische Variabilität auch zu einer erheblichen intraspezifischen Variation der Schwermetallgehalte von Einzelorganismen führen (z.B. Mulvey & Diamond, 1991).

Informationen über die Akkumulationsstrategie von Organismen sind nicht nur zur prospektiven Abschätzung möglicher ökotoxischer Effekte notwendig, sondern auch zur Bewertung von Gefahren, die von einem Transfer von Metallen über die Nahrung ("trophic transfer") ausgehen können. Dies ist besonders wichtig, wenn der Übergang von aquatischen Evertebraten zu luftatmenden Vögeln und Säugern betrachtet wird, da dann der Nahrungspfad gegenüber dem Wasserpfad vorherrschend ist. Eine selektive Ernährung von hochkontaminierten

Beuteorganismen kann beispielsweise ähnliche Gefahren heraufbeschwören, wie stark spezialisierte Ernährungsgewohnheiten in menschlichen Populationen, die in einer kontaminierten Umwelt leben (siehe Fallstudien in Förstner & Wittmann, 1979).

#### **4. Metabolismus und Detoxifikation von Metallen: Implikationen für den Transfer über die Nahrung**

Informationen zum Metabolismus von Metallen (einschließlich Verteilung auf Organ-, Zell- und Molekular-Ebene) sind äußerst wichtig zum Verständnis toxischer Effekte auf der Integrationsebene von Individuen und Populationen und für nachfolgende Risikoabschätzungen möglicher ökologischer Veränderungen. Dabei können Vergleiche dieser Prozesse unter natürlichen "background" Bedingungen und unter experimentellen Expositionen dazu beitragen, anthropogene Effekte zu quantifizieren.

Für aquatische Evertebraten wurden bisher im wesentlichen drei Mechanismen der Kation-Homöostase identifiziert: (i) Bindung an spezifische, lösliche Liganden, z.B. Metallothioneine, (ii) Bindung innerhalb membrangebundener Vesikel, z.B. Lysosomen und (iii) Bildung unlöslicher Präzipitate, z.B. Granula (Hylland et al., in Druck; Hylland et al., 1994; Viarengo & Nott, 1993). Metallothioneine (MTs) spielen eine wichtige Rolle bei der zellinternen Regulation der Verfügbarkeit essentieller Metalle, bei metallabhängigen biochemischen Prozessen und bei der Detoxifikation nicht-essentieller Metalle bzw. eines Überschusses an essentiellen Metallen. MTs können beispielsweise durch Exposition von Tieren gegenüber Cu, Zn, Cd und Hg induziert werden. Ein erhöhter Einstrom von Metallen in die Zelle kann die Synthese dieser niedermolekularen metallbindenden Proteine und damit auch eine erhöhte Metallresistenz in aquatischen Evertebraten induzieren (Roesijadi, 1992; 1996). Bei Verwendung von MTs als Biomarker in ökotoxikologischen Studien sollte jedoch nicht allein der regulierte Zustand (als Anpassung an eine erhöhte Exposition) betrachtet werden, weil damit eine Veränderung des zugrundeliegenden Metallmetabolismus einhergehen kann (Stebbing, 1981). Nur wenn der Anpassungsprozess als solcher Gegenstand von Untersuchungen ist, d.h. die MT-Induktion im eigentlichen Sinne, könnte der Anstieg des MT-Gehalts in Organismen als prospektiver Indikator einer Belastungssituation und als Frühwarnsystem interpretiert werden (Roesijadi, 1992; 1996).

Die Bedeutung von MTs bei der Metall-Detoxifikation in Amphipoden ist noch unklar. Während Induktionsversuche mit Cd in euryhalinen Gammariden ergaben, daß MTs allenfalls eine untergeordnete Rolle spielen (Ritterhoff et al., 1996), scheint für Amphipoden der Gattung *Themisto* aus der Grönlandsee das Gegenteil der Fall zu sein (Ritterhoff & Zauke, 1998). Die meisten Crustaceen verfügen darüberhinaus über kupferhaltige Atmungspigmente (Hämocyanine), die im Plasma in hohen Konzentrationen auftreten können (Depledge & Bjerregaard,

1989). Zumindest bei einigen Decapoden konnte ein Abbau dieser Proteine während der Häutung beobachtet werden, mit anschließender Rückverlagerung des hämocyandin-gebundenen Kupfers in den Hepatopancreas, wo es an MTs gebunden wurde (Engel & Brouwer, 1989).

Eine Abschätzung der Bedeutung des Metall-Transfers über den Nahrungspfad ist notwendig, um mögliche negative Effekte auf der Ebene von Prädatoren (Räubern) vorhersagen zu können. Entsprechende prospektive Ansätze gewinnen im Natur- und Umweltschutz zunehmend an Bedeutung. Der Metall-Transfer über den Nahrungspfad ist in starkem Maße davon abhängig, in welcher Form ein betrachtetes Metall in einem Beuteorganismus gespeichert ist. Diese Mechanismen sind in hohem Maße von der Bindungsform der Metalle und von den betrachteten Arten abhängig (Nott & Nicolaidou, 1994). Beim Verzehr von Mitteldarmdrüsen mariner Schnecken durch Einsiedlerkrebse passieren beispielsweise Mn, Ni, Cu, Zn und Ag direkt den Darmkanal der Krebse und erscheinen in den Faeces, während Cd und Cr in das Gewebe der Krebse aufgenommen werden (Nott & Nicolaidou, 1990; Nott & Nicolaidou, 1993). Andererseits müssen Metalle nicht notwendigerweise im Nahrungsnetz angereichert werden (Biomagnifikation). Insbesondere bei Tieren, die den Sauerstoff mit Hilfe von Kiemen aus dem Wasser entnehmen, ist die Metallaufnahme über den Nahrungspfad häufig weniger bedeutsam als diejenige über den Wasserpfad (siehe Fowler, 1982). Eine Differenzierung zwischen beiden Aufnahmepfaden ist prinzipiell durch Anwendung von Kompartimentmodellen möglich (z.B. van Hattum et al., 1989; Timmermans et al., 1992; Xu & Pascoe, 1994, siehe auch Abschnitt 6).

## **5. Zur Entwicklung von evaluativen Modellen**

Mathematische und statistische Methoden sind gut geeignet, die verfügbaren experimentellen Daten zusammenzufassen und für den Leser zugänglich zu machen. Dies ist schon deshalb notwendig, weil Untersuchungen, die sich an dem in Abb. 1 skizzierten und hier weiter ausgeführten Konzept orientieren, zwangsläufig zu einer immensen Fülle an Daten (i) zur Aufnahme von Metallen in aquatischen Evertibraten, (ii) zur Bindung von Metallen an spezifische Liganden (z.B. Metallothionein, Hämocyanin), (iii) zur möglichen Bildung unlöslicher Präzipitate (z.B. Granula) und (iv) zur möglichen Bindung an membrangebundene Vesikel (Lysosomen) führen werden. Alle diese Prozesse werden in unterschiedlichem Maße durch abiotische Variablen wie Temperatur, pH-Wert oder Salzgehalt des Wassers beeinflusst und treten gegebenenfalls mit biologischen Variablen der betrachteten Organismen in Wechselwirkung. Hierzu zählen z.B. die genetischen Ausstattung (gegeben durch die jeweilige geographische Herkunft der Untersuchungskollektive), die relevanten Zielorgane (jeweils bezogen auf die

betrachteten Elemente) oder der physiologische Status der Untersuchungskollektive im Hinblick auf den Häutungs- oder Reproduktionszyklus (life-history).

Häufig werden diese Informationen eher qualitativer als quantitativer Natur sein, sodaß sie zunächst in konzeptionellen Modellen verwendet werden können. Es wurden zwar Versuche unternommen, solche konzeptionellen Modelle für marine Evertibraten zu entwickeln (Viarengo & Nott, 1993), aber diese Modelle basierten meist auf biologischen Gruppen (einschließlich decapoder Crustaceen), denen die notwendige geographische und ökologische Breite fehlt, wie sie beispielsweise durch die Gruppe der Amphipoden im marinen Bereich (z.B. Nordsee, Atlantik und Arktis) und im Bereich der Ästuar- und Binnengewässer gegeben wäre (Rinderhagen et al., 2000; Zauke et al., 1996b). Insofern besteht auf diesem Gebiet weiterhin ein erheblicher Forschungsbedarf.

Im Gegensatz zu den oben genannten konzeptionellen Modellen haben dynamische Kompartimentmodelle nur einen geringen Grad an physiologischen Details. Dies entspricht den normalen Anforderungen an Bewertungsmodelle, die möglichst einfach sein und nur wenige Parameter enthalten sollten. Dies läßt sich dadurch erreichen, daß der dynamische Prozeß als "black-box" abgebildet wird. Entsprechend einfache Zwei-Kompartiment Modelle zur Beschreibung der Toxicokinetik von Metallen in aquatischen Evertibraten sind in der Literatur beschrieben worden (z.B. van Hattum et al., 1989; Timmermans et al., 1992; Xu & Pascoe, 1993; Xu & Pascoe, 1994; Zauke et al., 1995). Auf Details soll im Abschnitt 6 näher eingegangen werden.

Auf der anderen Seite wurde von pharmakologischen Arbeitsgruppen, die sich mit der Enzymkinetik und dem Metabolismus von Arzneimitteln beschäftigten, eine ganze Reihe von weiterführenden Ideen und Modellen entwickelt (siehe beispielsweise die von Heinzl et al., 1993 entwickelte Software TOPFIT 2.0), die herangezogen werden können, um eine komplexere Dynamik (einschließlich der Verteilung von Metallen auf Thioneine, Granula und Lysosomen) zu modellieren.

In einem Bewertungsmodell wird es zwangsläufig zu einer Balance zwischen der erwünschten Einfachheit des Modells und der Robustheit der Vorhersagen kommen müssen. Daher sind in jedem Fall Sensitivitätsanalysen der kinetischen Modelle notwendig, um diejenigen biologischen und abiotischen Variablen zu ermitteln, die einen großen Einfluß auf die Vorhersagefähigkeit haben können (z.B. Dos Santos & Jobling, 1992). Darüberhinaus wären zur Überprüfung der Richtigkeit und der Reproduzierbarkeit der Bewertungsmodelle statistische Testverfahren notwendig, deren theoretische Grundlagen aber z.T. noch zu legen sind (siehe Abschnitt 6).

Im Zusammenhang mit Biokonzentrationsstudien können mathematische Modelle zur Vorhersage des jeweils aktuellen Zustands einer Metallbelastung im Freiland und zur Abschätzung

möglicher Effekte auf Zielpopulationen (nach Analyse biologischer Schlüsselvariablen) herangezogen werden. Zur Beschreibung der Toxicokinetik von Umweltchemikalien unter experimentellen Bedingungen wurden in den letzten 20 Jahren zwar eine Reihe von Modellen entwickelt (z.B. Matis et al., 1991; Spacie & Hamelink, 1985), jedoch wurde der Problematik der Validierung dieser Modelle und ihrer Übertragbarkeit auf Freilandsituationen bisher aber zu wenig Beachtung geschenkt (Peterman, 1990).

Erste Ansätze zur weitergehenden Evaluation bzw. Verifizierung von Modellen durch Vergleich mit unabhängigen experimentellen Daten (im Sinne von Cairns, 1986) sind oben beschrieben worden. Eine Validierung von Modellergebnissen im engeren Sinne erfordert darüberhinaus aber die Extrapolation auf Freilandsituationen (Chapman, 1995; Dos Santos & Jobling, 1995; Holzbecher, 1997; Rykiel, 1996). Dies ist jedoch weitaus komplexer als es zunächst den Anschein hat und entsprechend selten sind Studien dieser Art bisher vorgelegt worden; ein gutes Beispiel hierfür wäre die Studie von Marinussen et al. (1997) über Kupfer in terrestrischen Anneliden.

Eine naheliegende Idee bestünde darin, die aus toxicokinetischen Studien gewonnenen BCFs mit Freiland-BCFs zu vergleichen, die als Quotient der Metallkonzentrationen in Organismen aus dem Freiland und Metallkonzentrationen in der gelösten Phase gewonnen werden. In der weiter unten beschriebenen Fallstudie führt dies für Cd in Gammariden auch zu guten Ergebnissen (siehe Tabelle 3). Im Fall polarer Meeresorganismen ist jedoch festzustellen, daß die Freiland-BCFs oft um Größenordnungen höher sind als die aus Experimenten gewonnenen (Ritterhoff & Zauke, 1997b). Diese Diskrepanz ist darauf zurückzuführen, daß Metallkonzentrationen im Meerwasser im  $\text{ng l}^{-1}$  Bereich vorliegen, während Experimente, auch unter guten Bedingungen oder bei Anwendung radioaktiver Isotope, zur Zeit allenfalls im unteren  $\mu\text{g l}^{-1}$  Bereich durchgeführt werden können. Zur Schließung dieser Lücke sind erhebliche Anstrengungen zur Verbesserung der experimentellen Bedingungen notwendig, besonders im Hinblick auf Studien in unbelasteten ökologischen Systemen.

Die genannten Probleme lassen aber auch den Schluß zu, daß das Konzept der Freiland-BCFs nicht für eine Modellvalidierung geeignet sein könnte. In die Berechnung dieser Werte gehen erhebliche Fehler dadurch ein, daß Metallkonzentrationen in Gewässern eine sehr hohe Variabilität aufweisen und daß es kaum möglich sein wird, abzuschätzen, ob Gleichgewichtsbedingungen erreicht worden sind oder nicht (siehe Diskussion in Ritterhoff & Zauke, 1997a). Daher sind komplexere Untersuchungsansätze notwendig, wie sie beispielsweise in reziproken Freiland-Transplantationsexperimenten entlang eines Belastungsgradienten realisiert worden sind (eine Übersicht für Muscheln geben z.B. Kock & Kramer, 1994). Für aquatische Crustaceen sind entsprechende Untersuchungsansätze bisher nicht in der Literatur beschrieben worden.

## 6. Kompartimentmodelle zur Prognose der Biokonzentrationen

Das Konzept toxicokinetischer Untersuchungen ist ursprünglich entwickelt worden, um die Akkumulation organischer Chemikalien in Fischen zu testen (z.B. Blau et al., 1975; Butte, 1991; Butte et al., 1987; Matis et al., 1991; OECD, 1981; Spacie & Hamelink, 1985). In neuerer Zeit ist es aber weiterentwickelt und auch auf Metalle in Evertebraten angewendet worden (van Hattum et al., 1989; Janssen et al., 1991; Maclean et al., 1996; Ritterhoff et al., 1996; Timmermans et al., 1992; Xu & Pascoe, 1993; Zauke et al., 1995). Der theoretische Rahmen dieses Konzepts und Perspektiven zur Entwicklung von Bewertungsmodellen sind weiter oben bereits dargestellt worden. In diesem Abschnitt sollen einfache Kompartimentmodelle vorgestellt und einige Anmerkungen zur ihrer Anwendung gegeben werden.

Das Beispiel eines Zwei-Kompartiment Modells (mit Test-Lösung als erstem und Organismus, hier Gammariden, als zweitem Kompartiment) ist in Abb. 2 wiedergegeben. Man beachte, daß ein solches Modell in einigen Veröffentlichungen als Ein-Kompartimentmodell bezeichnet wird. Zur Evaluation der Toxicokinetik von Metallen in den Testorganismen kann eine Kinetik erster Ordnung herangezogen werden:

$$\text{Erstes Kompartiment: } \frac{dC_W}{dt} = 0 \quad [1]$$

$$\text{Zweites Kompartiment: } \frac{dC_G}{dt} = k_1 C_W - k_2 C_G \quad [2]$$

mit  $C_G$  als Metall-Konzentration in Gammariden [ $\text{mg kg}^{-1}$  d.w.];  $C_W$  als Metall-Konzentration im Versuchswasser während der Aufnahmephase [ $\text{mg kg}^{-1}$ , entsprechend  $\text{mg l}^{-1}$ ];  $k_1$  als Geschwindigkeitskonstante der Aufnahmephase [ $\text{d}^{-1}$ ] und  $k_2$  als Geschwindigkeitskonstante der Ausscheidungsphase [ $\text{d}^{-1}$ ]. Die Lösung von Gleichung [2] lautet für die Aufnahmephase ( $0 < t \leq t^*$ , mit  $t^*$  = Ende der Aufnahmephase):

$$C_G = C_0 + C_W \frac{k_1}{k_2} \left( 1 - e^{-k_2 t} \right) \quad [3]$$

und für die Ausscheidungsphase ( $t > t^*$ ):

$$C_G = C_0 + C_W \frac{k_1}{k_2} \left( e^{-k_2(t-t^*)} - e^{-k_2 t} \right) \quad [4]$$

mit  $C_0$  als Modellkonstante.

Zur Schätzung der Modellparameter in Gleichung [3] und [4] können nicht-lineare, iterative "least-squares" Verfahren eingesetzt werden. Für die statistischen Berechnungen eignet sich das Unterprogramm NONLIN aus SYSTAT für Windows, Version 6.0/7.0 (Option "piecewise regression"; Engelman & Wilkinson, 1996). Die Güte der Anpassung läßt sich mit Hilfe des korrigierten Bestimmtheitsmaßes ( $R^2$ ), des Lillifors-Test zur Prüfung auf Normalverteilung der Residuen (LIP) und der approximativen t-Werte (Schätzer der Modellparameter geteilt durch ihre approximativen Standardfehler, Bates & Watts, 1988, S. 90) beurteilen.

Bei der Verifizierung der Kompartimentmodelle mit Hilfe von Daten aus unabhängigen Bioakkumulationsversuchen werden Modellvorhersagen unter Verwendung von Gleichung [3] berechnet. Hierzu werden die Werte für die Geschwindigkeitskonstanten  $k_1$  und  $k_2$  aus den Toxicokinetischen Versuchen (wie sie beispielsweise in Tab. 1 zusammengestellt sind) genommen, während sich die Werte für  $C_0$ ,  $C_w$  und  $t$  aus den unabhängigen Bioakkumulationsversuchen ergeben (Bernds et al., 1998; Ritterhoff & Zauke, 1997a). Wie aus Gleichung [3] hervorgeht, ist  $C_G$  eine lineare Funktion von  $C_w$ , da alle anderen Parameter innerhalb eines gegebenen Experiments gleich bleiben.

Ein wesentlicher Vorteil der Anwendung toxicokinetischer Modelle besteht darin, daß Aussagen über die Biokonzentration von Substanzen im theoretischen Gleichgewichtszustand gemacht werden können, ohne daß in den zugrundeliegenden Experimenten ein solches Gleichgewicht erreicht werden müßte. Dies beruht darauf, daß sich Biokonzentrationsfaktoren (BCFs) für den theoretischen Gleichgewichtszustand wie folgt aus den Geschwindigkeitkonstanten des toxicokinetischen Modells berechnen lassen:

$$\text{BCF} = \frac{k_1}{k_2} = \lim_{t \rightarrow \infty} \frac{C_G}{C_w} \quad [5]$$

Biokonzentrationsfaktoren beschreiben das Akkumulationsverhalten von Organismen gegenüber unterschiedlichen Substanzen und lassen sich auch zur Kalibrierung von Biomonitoren heranziehen. Hierzu wäre es allerdings wünschenswert, wenn es statistische Verfahren gäbe, mit deren Hilfe man beispielsweise die Gleichheit von BCFs testen könnte. Solche Verfahren stehen aber bisher, wie in Ritterhoff et al. (1996) ausgeführt, nicht zur Verfügung. Selbst wenn die Zufallsvariablen (d.h. die Schätzer für  $k_1$  und  $k_2$ ) als unabhängig und asymptotisch standardnormalverteilt angesehen würden, wäre es nicht möglich asymptotische Standardfehler für die BCFs zu schätzen. Unter diesen Bedingungen hätte der Quotient von  $k_1$  und  $k_2$ , d.h. der BCF nach Gleichung [5], eine Cauchy-Verteilung mit den Parametern  $a = 1$  und  $b = 0$  und man erhielte eine t-Verteilung mit einem Freiheitsgrad, für die keine Varianz existiert (Härtter, 1987, S. 137 ff.). Wie oben erwähnt, ist aber nicht einmal die Unabhängigkeit der Parameter  $k_1$  und  $k_2$  notwendigerweise gegeben, da der asymptotische Korrelationskoeffizient im

gegebenen Fall bei 0.747 liegt. Dies verhindert die Anwendung gängiger Testverfahren und beschränkt vergleichende Bioakkumulationsstudien vorerst auf heuristische Betrachtungen.

Wir haben bisher die Aufnahme von Substanzen auf dem Wasserpfad betrachtet. Auch andere Aufnahmepfade können mit Hilfe von Kompartimentmodellen behandelt werden. Ein Beispiel für die Aufnahme von Metallen über Wasser und Nahrung (hier für Gammariden formuliert) bietet folgendes Modell für die Aufnahmephase (z.B. van Hattum et al., 1989; Timmermans et al., 1992):

$$\frac{dC_G}{dt} = k_1 C_W + a R C_F - k_2 C_G \quad [6]$$

bzw. in integrierter Form:

$$C_G = C_0 + \frac{k_1 C_W + a R C_F}{k_2} (1 - e^{-k_2 t}) \quad [7]$$

mit  $a$  als Assimilationseffizienz von Metallen [ $\mu\text{g}$  absorbiert /  $\mu\text{g}$  aufgenommen],  $R$  als Futterrate [ $\mu\text{g}$  aufgenommenes Futter pro  $\mu\text{g}$  Körpergewicht und Tag] und  $C_F$  als Metallkonzentration im Futter [ $\text{mg kg}^{-1}$  d.w.]. Die relative Bedeutung beider Aufnahmewege ergibt sich aus dem Quotienten von  $k_1 C_W / a R C_F$ .

## 7. Ergebnisse einer Fallstudie

Für das Element Cadmium wurden toxicokinetische Untersuchungen an unterschiedlichen Untersuchungskollektiven von Gammariden aus der Weser, der Hunte und der Ems durchgeführt (Clason & Zauke, 2000; Ritterhoff et al., 1996; Zauke et al., 1996b; Zauke et al., 1995). Die statistische Datenanalyse erfolgte unter Verwendung eines Zwei-Kompartiment Modells (mit Versuchswasser als erstem und Gammariden als zweitem Kompartiment) mit Hilfe nicht-linearer Regressionsanalyse (siehe Abschnitt 6).

Einige Ergebnisse zur Evaluation der Kompartimentmodelle sind exemplarisch in Abb. 3 und in Tab. 1 dargestellt. Man erkennt, daß die Gammaridenkollektive (mit Ausnahme vom Standort Einswarden, Weser) während der Exposition mit einer Cadmiumaufnahme reagieren, ohne sofort eine Sättigungsphase zu erreichen. Während der Ausscheidungsphase wird Cd in der Regel wieder abgegeben, so daß die Ergebnisse insgesamt für das Vorliegen einer Netto-Akkumulationsstrategie sprechen. Weiterhin stimmen sie recht gut in den Biokonzentrationsfaktoren (BCFs) für das theoretische Equilibrium überein, obwohl die einzelnen Geschwindigkeitskonstanten  $k_1$  und  $k_2$  z.T. stärkere Abweichungen zeigen. Relativ hohe Werte für das approximative Bestimmtheitsmaß weisen auf eine gute Modellanpassung hin (Tab. 1). Im Hinblick auf eine Kalibrierung von Monitororganismen ist festzustellen, daß die getesteten

Gammaridenkollektive ein ähnliches Akkumulationsverhalten zeigen, obwohl sie Unterschiede in der Artzusammensetzung aufweisen. Sie eignen sich daher zum Einsatz in Biomonitoring-Studien, zur Abschätzung der Bioverfügbarkeit von Cadmium in ästuarinen Systemen. Weitere Untersuchungen müssen ein größeres Spektrum geographischer Herkunft, Arten und Habitate abdecken (einschließlich mariner Küstenbereiche und Binnengewässer), um Voraussetzungen für Überwachungsprogramme auf einer höheren Maßstabsebene zu schaffen. Ferner sollten mehr Elemente (sowohl essentielle als auch nicht-essentielle) berücksichtigt werden, wie dies im Falle mariner Zooplanktonorganismen bereits geschehen ist (Ritterhoff & Zauke, 1997b). Der Einsatz von Metallgemischen in der Exposition erlaubt dabei die Berücksichtigung von Wechselwirkungen, wie sie in Biomonitoring Studien zwangsläufig immer auftreten werden. Dies steht im gewissen Widerspruch zum Ziel der Aufklärung von Einzelmechanismen im Sinne rein physiologisch orientierter Arbeiten und sollte entsprechend beim Vergleich mit Literaturdaten berücksichtigt werden.

Ein erster Schritt zur Verifizierung der so gewonnenen Kompartimentmodelle ist durch den Vergleich mit unabhängigen Bioakkumulationsversuchen an unterschiedlichen Gammaridenkollektiven möglich (Abb. 4). Die offenen Kreise stellen gemessene Cd-Konzentrationen in Gammariden dar, die unterschiedlichen Geraden Modellvorhersagen aus den kinetischen Parametern von unabhängig gewonnenen Kompartimentmodellen nach dem im Abschnitt 6 beschriebenen Verfahren. Ansteigende Cd-Gehalte in den Gammariden mit zunehmender Exposition unterstützen die These einer Netto-Akkumulationsstrategie. Die gute Übereinstimmung der gemessenen Werte mit den Modellvorhersagen kann als erster Schritt einer erfolgreichen Kalibrierung angesehen werden. Damit sind die untersuchten Gammariden-Kollektive unabhängig von Herkunftsort, Fluß, Artzugehörigkeit und Jahreszeit zum Biomonitoring von Cd geeignet. Entsprechende Gehalte in Freilandporben können demnach direkt als Maß für die jeweilige Bioverfügbarkeit herangezogen werden.

## 8. Literatur

- Bates, D.M. & Watts, D.G. (1988). *Nonlinear regression analysis and its applications*. New York, USA, John Wiley.
- Bernds, D., Wübben, D. & Zauke, G.-P. (1998). Bioaccumulation of trace metals in polychaetes from the German wadden sea: Evaluation and verification of toxicokinetic models. *Chemosphere*, 37, 2573-2587.
- Blau, G.E., Neely, W.B. & Branson, D.R. (1975). Ecokinetics: a study of the fate and distribution of chemicals in laboratory ecosystems. *AIChE J.*, 21, 854-861.

- Butte, W. (1991). Mathematical description of uptake, accumulation and elimination of xenobiotics in a fish/water system. In Nagel, R. & Loskill, R. (Hrsg.) *Bioaccumulation in aquatic systems*. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, pp. 29-42.
- Butte, W., Willig, A. & Zauke, G.-P. (1987). Bioaccumulation of phenols in zebrafish determined by a dynamic flow through test. In Kaiser, K. L. E. & Reidel, D. (Hrsg.) *QSAR in environmental toxicology - II*. Dordrecht, the Netherlands, pp. 43-53.
- Cairns, J. (1986). What is meant by validation of predictions based on laboratory toxicity tests? *Hydrobiologia*, **137**, 271-278.
- Chapman, P.M. (1995). Extrapolating laboratory toxicity results to the field. *Environ. Toxicol. Chem.*, **14**, 927-930.
- Clason, B. & Zauke, G.-P. (2000). Bioaccumulation of trace metals in marine and estuarine amphipods: Evaluation and verification of toxicokinetic models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **57**: 1410-1422.
- Depledge, M.H. & Bjerregaard, P. (1989). Haemolymph protein composition and copper levels in decapod crustaceans. *Helgol. Meeresunters.*, **43**, 207-223.
- Dos Santos, J. & Jobling, M. (1992). A model to describe gastric evacuation in cod (*Gadus morhua* L.) fed natural prey. *ICES J. Mar. Sci.*, **49**, 145-154.
- Dos Santos, J. & Jobling, M. (1995). Test of a food consumption model for the Atlantic cod. *ICES J. Mar. Sci.*, **52**, 209-219.
- Engel, D.W. & Brouwer, M. (1989). Physiological importance. In (Hrsg.) *Metallothionein and metallothionein-like proteins*. 5, pp. 53-75.
- Engelman, L. & Wilkinson, L. (1996). Nonlinear regression. In Anonymus (Hrsg.) *SYSTAT 6.0 for Windows: Statistics*. SPSS Inc., Chicago, pp. 447-495.
- Förstner, U. & Wittmann, G.T.W. (1979). Metal pollution in the aquatic environment. Berlin, Springer.
- Fowler, S.W. (1982). Biological transfer and transport processes. In Kullenberg, G. (Hrsg.) *Pollutant transfer and transport in the sea*. 2, CRC Press, Baton Rouge, pp. 1-65.
- Härtter, E. (1987). Wahrscheinlichkeitsrechnung, Statistik und mathematische Grundlagen: Begriffe, Definitionen und Formeln. Göttingen, Germany, Vandenhoeck and Ruprecht.
- van Hattum, B.v., de Voogt, P., van den Bosch, L., Van Straalen, N.M. & Joosse, E.N.G. (1989). Bioaccumulation of cadmium by the freshwater isopod *Asellus aquaticus* (L.) from aqueous and dietary sources. *Environ. Pollut.*, **62**, 129-151.
- Heinzel, G., R., W. & Thomann, P. (1993). *TOPFIT 2.0*. Pharmacokinetic and Pharmacodynamic Data Analysis System for the PC. Stuttgart, Fischer Verlag: 845.
- Holzbecher, E. (1997). Testing ecological models: the meaning of validation - Remarks. *Ecol. Modell.*, **102**, 375-377.

- Hylland, K., Haux, C. & Hogstrand, C. (in Druck). Metallothionein in marine and freshwater fish: Immunological characterization. *Mar. Environ. Res.*, **39**
- Hylland, K., Kaland, T. & Andersen, T. (1994). Subcellular Cd accumulation and Cd-binding proteins in the netted dog welk *Nassarius reticulatus* L. *Mar. Environ. Res.*, **38**, 169-193.
- Janssen, M.P.M., Bruins, A., De Vries, T.H. & Van Straalen, N.M. (1991). Comparison of cadmium kinetics in four soil arthropod species. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **20**, 305-312.
- Kock, W.C.d. & Kramer, K.J.M. (1994). Active biomonitoring (ABM) by translocation of bivalve molluscs. In Kramer, K. M. (Hrsg.) *Biomonitoring of coastal Waters and Estuaries*. CRC Press, Boca Raton, pp. 51-78.
- Maclean, R.S., Borgmann, U. & Dixon, D.G. (1996). Bioaccumulation kinetics and toxicity of lead in *Hyalella azteca* (Crustacea, Amphipoda). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **53**, 2212-2220.
- Marinussen, M.P.J.C., Vanderzee, S.E.A.T.M. & Dehaan, F.A.M. (1997). Cu accumulation in *Lumbricus rubellus* under laboratory conditions compared with accumulation under field conditions. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **36**, 17-26.
- Matis, J.H., Miller, T.H. & Allen, D.M. (1991). Stochastic models of bioaccumulation. In Newman, M. C. & McIntosh, A. W. (Hrsg.) *Metal ecotoxicology - concepts & applications*. Lewis Publishers, Chelsea, USA, pp. 171-206.
- Mulvey, M. & Diamond, S.A. (1991). Genetic factors and tolerance acquisition in populations exposed to metals and metalloids. In Newmann, M. C. M., A.W. (Hrsg.) *Metal ecotoxicology - concepts & applications*. Lewis Publishers, Chelsea, USA, pp. 301-321.
- Nott, J.A. & Nicolaidou, A. (1990). Transfer of metal detoxification along marine food chains. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **70**, 905-912.
- Nott, J.A. & Nicolaidou, A. (1993). Bioreduction of zinc and manganese along a molluscan food chain. *Comp. Biochem. Physiol. A Comp. Physiol.*, **104**, 235-238.
- Nott, J.A. & Nicolaidou, A. (1994). Variable transfer of detoxified metals from snails to hermit crabs in marine food chain. *Mar. Biol.*, **120**, 369-377.
- OECD (1981). Guideline for testing chemicals. Bioaccumulation. Paris, France.
- Peterman, R.M. (1990). Statistical power analysis can improve fisheries research and management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**, 2-15.
- Phillips, D.J.H. & Rainbow, P.S. (1989). Strategies of trace metal sequestration in aquatic organisms. *Mar. Environ. Res.*, **28**, 207-210.
- Rainbow, P.S. (1988). The significance of trace metal concentrations in decapods. *Zool. Soc. Lond. Zool. Symp.*, **59**, 291-313.
- Rainbow, P.S. (1993). The significance of trace metal concentration in marine invertebrates. In Dallinger, R. & Rainbow, P. S. (Hrsg.) *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, pp. 4-23.

- Rainbow, P.S., Phillips, D.J.H. & Depledge, M.H. (1990). The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates, a need for laboratory investigation of accumulation strategies. *Mar. Pollut. Bull.*, **21**, 321-324.
- Rainbow, P.S. & Phillips, D.J.P. (1993). Review: Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Mar. Pollut. Bull.*, **26**, 593-601.
- Rainbow, P.S. & White, S.L. (1989). Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans: Zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and a barnacle. *Hydrobiologia*, **174**, 245-262.
- Rinderhagen, M., Ritterhoff, J. & Zauke, G.-P. (2000). Crustaceans as bioindicators. In Gerhardt, A. (Hrsg.) *Biomonitoring of polluted water - Reviews on actual topics*. Trans Tech Publications - Scitech Publikations, Ütikon-Zürich, Environmental Research Forum Vol. 9: 161-194.
- Ritterhoff, J. & Zauke, G.P. (1997a). Bioaccumulation of trace metals in Greenland Sea copepod and amphipod collectives on board ship: verification of toxicokinetic model parameters. *Aquat. Toxicol.*, **40**, 63-78.
- Ritterhoff, J. & Zauke, G.P. (1997b). Evaluation of trace metal toxicokinetics in Greenland Sea copepod and amphipod collectives from semi-static experiments on board ship. *Polar Biol.*, **17**, 242-250.
- Ritterhoff, J. & Zauke, G.P. (1998). Potential role of metal-binding proteins in cadmium detoxification in *Themisto libellula* (Mandt) and *Themisto abyssorum* Boeck from the Greenland sea. *Mar. Environ. Res.*, **45**, 179-191.
- Ritterhoff, J., Zauke, G.-P. & Dallinger, R. (1996). Calibration of the estuarine amphipods, *Gammarus zaddachi* Sexton (1912), as biomonitors: toxicokinetics of cadmium and possible role of inducible metal binding proteins in Cd detoxification. *Aquat. Toxicol.*, **34**, 351-369.
- Roesijadi, G. (1992). Metallothionein in metal regulation and toxicity in aquatic animals. *Aquat. Toxicol.*, **22**, 81-114.
- Roesijadi, G. (1996). Metallothionein and its role in toxic metal regulation. *Comp. Biochem. Physiol. C Comp. Toxicol.*, **113C**, 117-123.
- Rykiel, E.J. (1996). Testing ecological models: The meaning of validation. *Ecol. Modell.*, **90**, 229-244.
- Spacie, A. & Hamelink, J.L. (1985). Bioaccumulation. In Rand, G. M. & Petrocelli, S. R. (Hrsg.) *Fundamental of Aquatic Toxicology: methods and applications*. Hemisphere Publ. Corporation, New York, pp. 666.
- Stebbing, A.R.D. (1981). Stress, health, and homeostasis. *Mar. Pollut. Bull.*, **12**, 326-329.
- Timmermans, K.R., Spijkerman, E., Tonkes, M. & Grovers, H. (1992). Cadmium and Zinc uptake by two species of aquatic invertebrate predators from dietary and aqueous sources. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **49**, 655-662.

- 
- Viarengo, A. & Nott, J.A. (1993). Mini-review. Mechanisms of heavy metal cation homeostasis in marine invertebrates. *Comp. Biochem. Physiol. C Comp. Toxicol.*, **104C**, 355-372.
- Xu, Q. & Pascoe, D. (1993). The bioconcentration of zinc by *Gammarus pulex* (L.) and the application of a kinetic model to determine bioconcentration factors. *Water Res.*, **27**, 1683-1688.
- Xu, Q. & Pascoe, D. (1994). The importance of food and water as sources of zinc during exposure of *Gammarus pulex* (Amphipoda). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **26**, 459-465.
- Zauke, G.-P., Meurs, H.-G., Todeskino, D., Kunze, S., Bäumer, H.-P. & Butte, W. (1988). *Zum Monitoring von Cadmium, Blei, Nickel, Kupfer und Zink in Balaniden (Cirripedia: Crustacea), Gammariden (Amphipoda: Crustacea) und Enteromorpha (Ulvales: Chlorophyta)*. Berlin, Umweltbundesamt. **UBA-Texte 18/88: 1-148**.
- Zauke, G.-P., Krause, M. & Weber, A. (1996a). Trace metals in mesozooplankton of the North Sea: Concentrations in different taxa and preliminary results on bioaccumulation in copepod collectives (*Calanus finmarchicus* / *C. helgolandicus*). *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, **81**, 141-160.
- Zauke, G.-P., Petri, G., Ritterhoff, J. & Meurs, H.-G. (1996b). Theoretical background for the assessment of the quality status of ecosystems: lessons from studies of heavy metals in aquatic invertebrates. *Senckenbergiana marit.*, **27**, 207-214.
- Zauke, G.-P., von Lemm, R., Meurs, H.-G. & Butte, W. (1995). Validation of estuarine gammarid collectives (Amphipoda: Crustacea) as biomonitors for cadmium in semi-controlled toxicokinetic flow-through experiments. *Environ. Pollut.*, **90**, 209-219.

**Tabelle 1:** Bioakkumulation von Cd in Gammariden (Amphipoda) aus der Weser, der Hunte und der Ems. Zusammenfassung statistischer Informationen zur Bewertung der Güte der Anpassung von Zwei-Kompartiment Modellen (ZAUKE et al., 1995); vergl. Abb. 3, weitere Erläuterungen im Text.

Kollektiv	Lit	Cd	BCF	$k_1$	$SE_{k_1}$	t-Wert	$k_2$	$SE_{k_2}$	t-Wert	$R^2$
J	(2)	17	425	25.9	2.4	10.8	0.061	0.013	4.7	0.878
Q	(2)	17	377	24.9	1.7	14.6	0.066	0.011	6.0	0.940
P	(2)	17	542	65.8	4.2	15.6	0.121	0.011	11.0	0.959
Freiland	(1)	0.5	680							
K	(3)	51.5	409	103.4	26.2	3.9	0.253	0.069	3.7	0.785
Q	(3)	51.5	416	87.7	22.5	3.9	0.211	0.061	3.9	0.796
Hu	(3)	51.5	576	73.2	7.0	10.5	0.127	0.013	9.8	0.874
Ga	(3)	51.5	465	61.4	7.9	7.9	0.132	0.020	6.6	0.792

#### Anmerkungen

Literatur: (1) Weser-Ästuar, Sommer 1985 (ZAUKE et al. 1988);  
 (2) ZAUKE et al. (1995), Durchfluß-Tests unter freilandähnlichen Bedingungen;  
 (3) RITTERHOFF et al. (1996), statische Tests unter Laborbedingungen;

Kollektiv: Untersuchungskollektive, Weser: J (Nordenham, 100% *Gammarus zaddachi*), K (Einswarden, 100% *G. zaddachi*), Q (Langlütjen-1, 100% *G. salinus*), P (Bremerhaven, 45% *G. zaddachi* and 55% *G. salinus*); Hunte: Hu (Huntebrück, 100% *G. zaddachi*); Ems: Ga (Gandersum, 100% *G. zaddachi*);

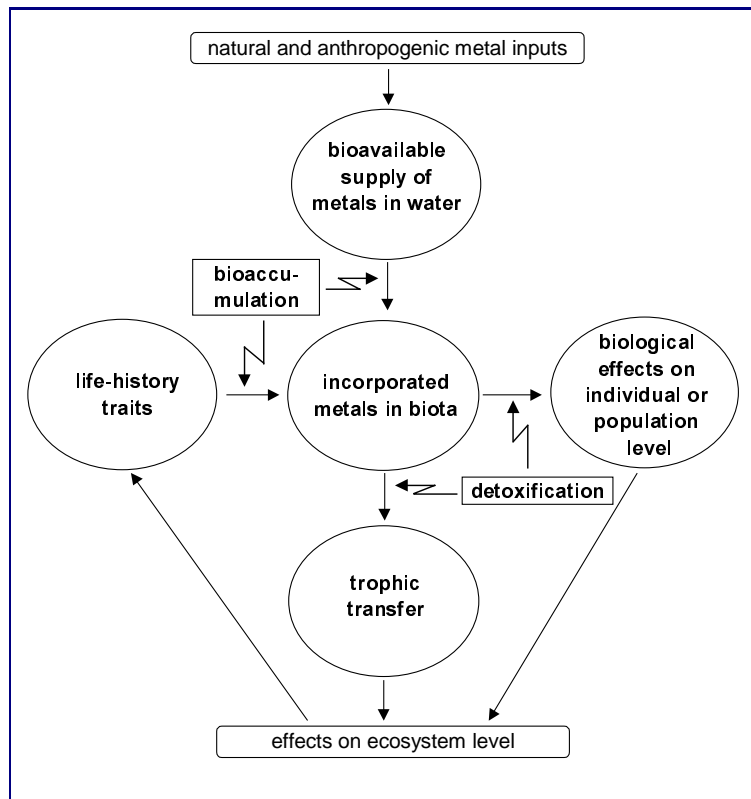
Expos.: externe Metallexposition über das Versuchswasser [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ];

BCF: Biokonzentrationsfaktor =  $k_1 / k_2$ ;

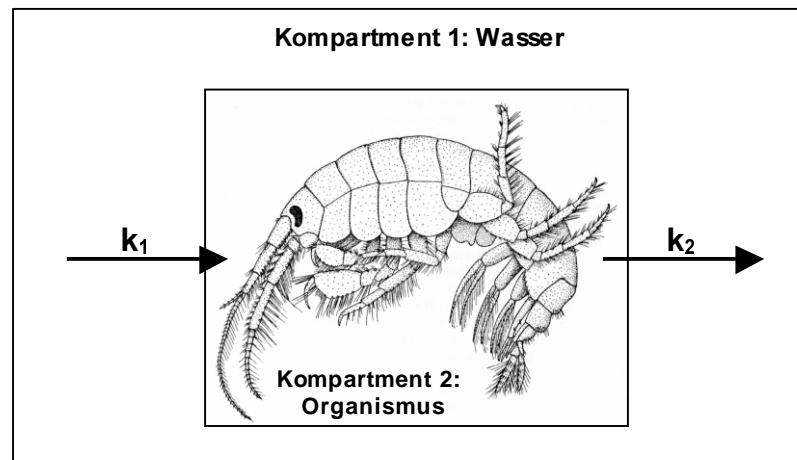
$k_1$ : Geschwindigkeitskonstante der Aufnahme phase [ $\text{d}^{-1}$ ];

$k_2$ : Geschwindigkeitskonstante der Ausscheidungsphase [ $\text{d}^{-1}$ ];

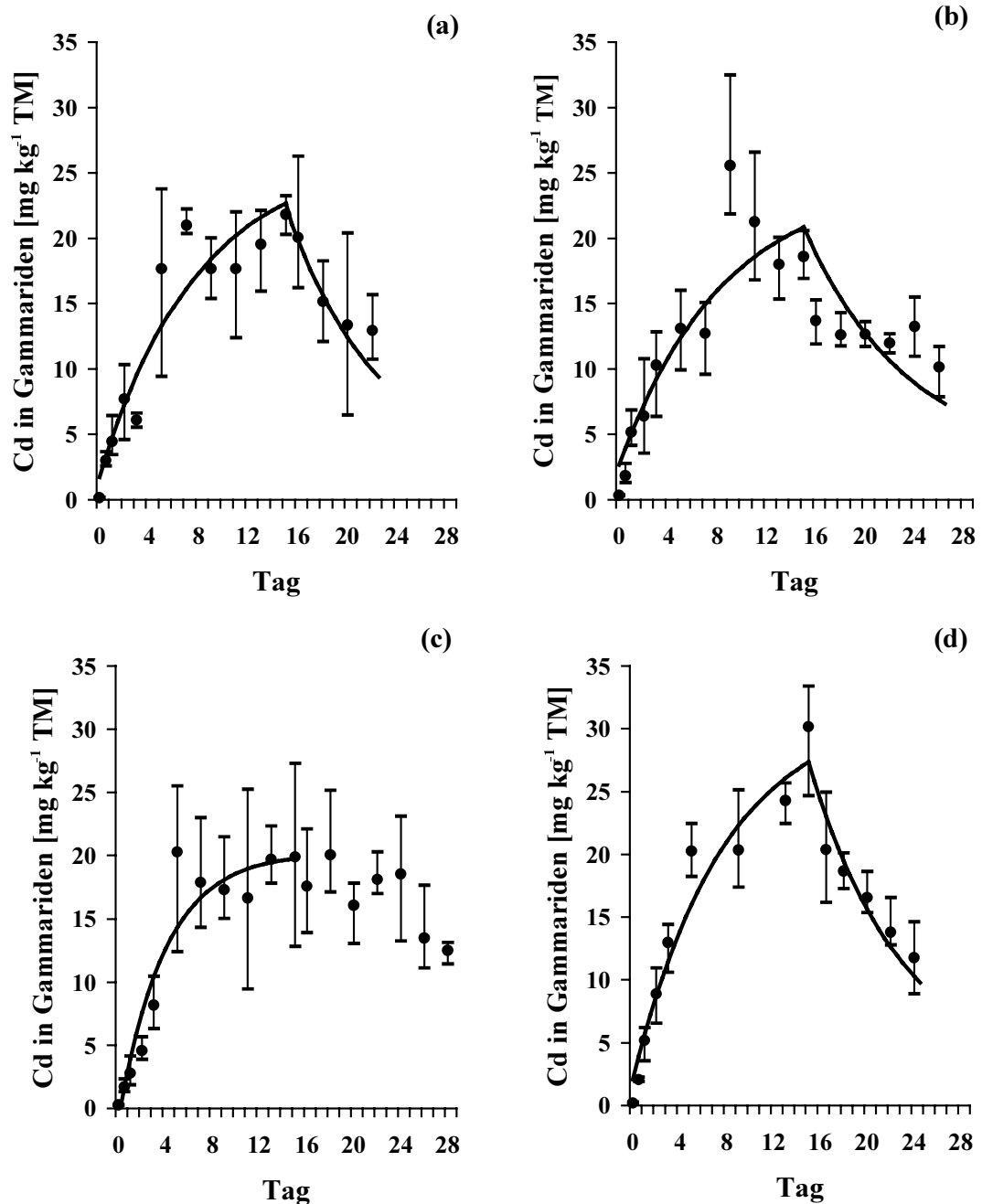
$SE_{k_1}$  and  $SE_{k_2}$ : approximative Standardfehler;  $R^2$  = approximatives Bestimmtheitsmaß.



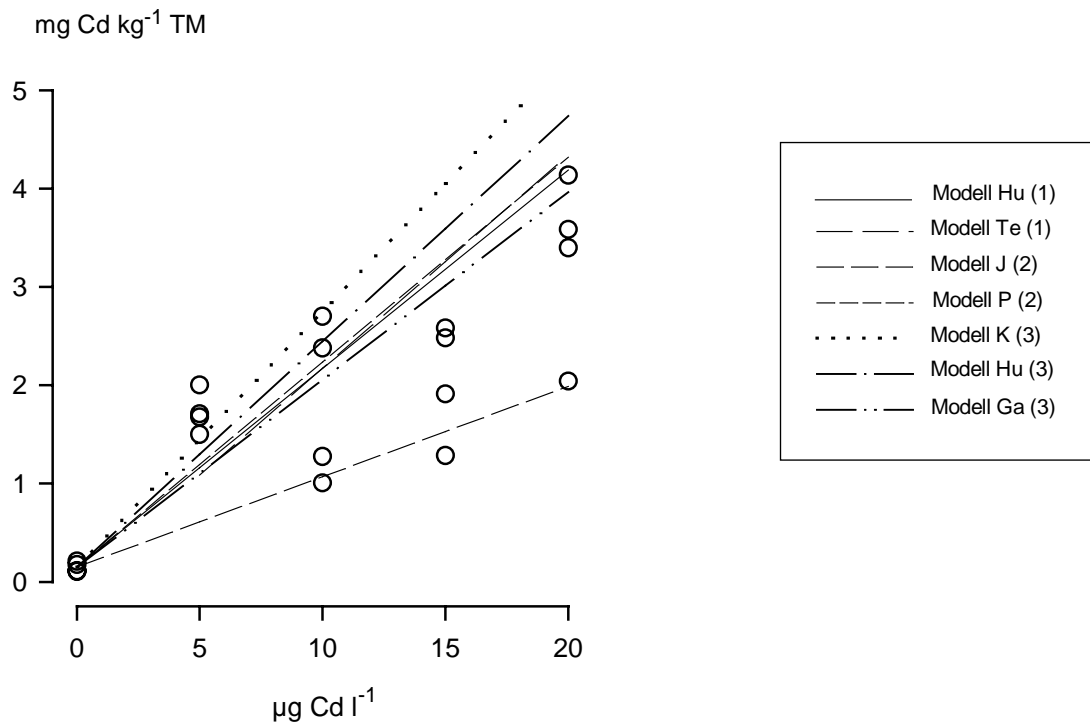
**Abb. 1:** Konzeptionelles Modell zur Bewertung von Schwermetallen in aquatischen Systemen.



**Abb. 2:** Schematische Darstellung eines Zwei-Kompartimentmodells am Beispiel eines Gammariden mit Wasser als erstem und Organismus als zweitem Kompartiment;  $k_1$  und  $k_2$  sind die Geschwindigkeitskonstanten der Aufnahme- und Ausscheidungsphase; weitere Erläuterungen im Text.



**Abb. 3:** Toxicokinetik von Cadmium in Gammariden (statisches Laborexperiment; Cd Exposition  $51.5 \pm 1.3 \mu\text{g l}^{-1}$ ): (a) *G. zaddachi*, Gandersum, Ems, (b) *G. salinus*, Langlütjen-1, Weser, (c) *G. zaddachi*, Einswarden, Weser und (d) *G. zaddachi*, Huntebrück, Hunte. Beobachtete Mittelwerte (●) mit Balken als Spannweite dreifacher Unterproben und Ergebnisse von Zwei-Kompartiment Modellen (—);. Ende der Aufnahme phase am Tag 15 (Ritterhoff et al. 1996).



**Abb. 4:** Bioakkumulation von Cadmium in *Gammarus zaddachi* aus der Hunte (offene Kreise) in Abhängigkeit von der Cd-Exposition (Clason & Zauke, 2000). Vergleich der Meßwerte mit Modellvorhersagen aus unabhängigen toxicokinetischen Modellen: kinetische Parameter ( $k_1$  und  $k_2$ ) für die Modelle Hu (1) und Te (1) aus Clason & Zauke (2000), Parameter für die übrigen Modelle aus Tab. 1. Die Berechnungen erfolgen unter Verwendung von Gleichung [3]; nähere Erläuterungen in Abschnitt 6.