

ANGEWANDTE CHEMIE

95. Jahrgang 1983

Heft 5

Seite 339-430

Von der Umweltanalytik zur Ökotoxikologie – ein Plädoyer für mehr Konzepte und weniger Routinemessungen

Von Werner Stumm*, René Schwarzenbach und Laura Sigg

Das Eingreifen des Menschen in die hydrogeochemischen Kreisläufe und die Produktion einer wachsenden Anzahl von Chemikalien führen zu einer steigenden Belastung der Umwelt. Dementsprechend kommt der human- und ökotoxikologischen Beurteilung von Umweltchemikalien eine zentrale Bedeutung zu. Unseres Erachtens wird es aber kaum ausreichen, eine solche Beurteilung anhand von Standard-Toxizitätstests an Einzelorganismen und durch Überwachung der Umwelt mit analytischen Dauermeßprogrammen – eine in der Praxis sowieso kaum durchführbare Aufgabe – vorzunehmen. Der Chemiker ist aufgefordert, sich bei der Lösung ökotoxikologischer Probleme zu beteiligen: Chemodynamische Konzepte – physikalisch-chemische Gesetzmäßigkeiten verknüpft mit substanzspezifischen Daten – sollten es gestatten, die Verteilung, das Bioakkumulationsverhalten, die ungefähre Aufenthaltszeit und das Schicksal potentieller Schadstoffe in der Umwelt (und dadurch auch die zu erwartende Konzentration) abzuschätzen und damit relative Risiken verschiedener Substanzen vorauszusagen.

1. Einleitung

Der Mensch nützt in der Ökosphäre die externen Energie- und Materieflüsse für seine Zivilisation aus. In den industrialisierten Ländern ist der zivilisatorische Energiefluß um das Zehnfache größer als der biotische (Energie, die durch Photosynthese „fixiert“ wird); das organische Material, das industriell synthetisiert wird (ca. 150 kg pro Jahr und Einwohner oder ca. 40 g pro m² und Jahr (die Zahlen gelten für die industrialisierten Länder der nördlichen Hemisphäre))^[1,2] ist in der gleichen Größenordnung wie das durch die Natur produzierte (ca. 300 g pro m² und Jahr). Durch die Aktivität des Menschen werden einerseits die Stoffflüsse von natürlich vorkommenden Stoffen (z. B. Phosphor, diverse Schwermetalle) wesentlich beschleunigt, andererseits gelangt eine große Anzahl von Industrieche-

mikalien auf verschiedenen Wegen in die Umwelt. Dies bleibt nicht ohne Einfluß auf Ökosysteme und letztlich nicht ohne Risiko für die menschliche Gesundheit. Es wird geschätzt^[3], daß gegenwärtig ca. 60000 Chemikalien im täglichen Gebrauch sind, wobei diese Zahl ständig weiter steigt (um 1000–1500 neue Substanzen pro Jahr). Die Beurteilung vieler dieser Stoffe – ihres Verhaltens in der Umwelt und ihrer Auswirkungen in der Natur und auf die menschliche Gesundheit – ist eine besonders wichtige Aufgabe der Umweltwissenschaften.

Die Beurteilung human- und ökotoxikologischer Effekte von „Umweltchemikalien“ (pollutants) setzt ein Verständnis für qualitative und quantitative Zusammenhänge zwischen der Verunreinigung, der Verbreitung und den Umsetzungen der Schadstoffe in der Umwelt und ihren Auswirkungen auf Organismen und deren Gemeinschaften voraus. Schon seit einiger Zeit wird mit großem Aufwand versucht, Spurenverunreinigungen in der Umwelt mit umfangreichen Überwachungsprogrammen analytisch zu erfassen und die potentielle Schadwirkung ausgewählter Chemikalien mit Toxizitätstests an Einzelorganismen abzuschätzen. Es ist aber äußerst schwierig, die Resultate von

* Prof. Dr. W. Stumm, Dr. R. Schwarzenbach, Dr. L. Sigg
Institut für Gewässerschutz und Wassertechnologie und
Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und
Gewässerschutz (EAWAG)
Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
CH-8600 Dübendorf (Schweiz)

Dauerüberwachungen (Monitordaten) zu verallgemeinern, solange man die relevanten Wechselwirkungen und die Beziehungen zwischen Ursache und Wirkung innerhalb des untersuchten Ökosystems nicht besser versteht. Ebenso ist die Aussagekraft von Laboratoriumstoxizitätstests an Einzelorganismen für die Bewertung von Umweltchemikalien, insbesondere bezüglich ökotoxikologischer Effekte, nur sehr beschränkt. Wir vertreten die Auffassung, daß es in Anbetracht der ständig wachsenden Zahl von Umweltchemikalien kaum je gelingen wird, mit Überwachungsprogrammen und Standardtests die Umweltbeeinträchtigung durch Spurenverunreinigungen genügend gut zu erfassen. Vielmehr sollten für die Bewertung ökologischer und hygienischer Effekte vermehrt verallgemeinerbare Konzepte für die Beschreibung des Verhaltens und der Auswirkungen von Spurenverunreinigungen in der Umwelt entwickelt und angewendet werden. Dazu gehören die systematische Bewertung der natürlichen und anthropogenen Emissionsquellen, die Identifikation der wesentlichen Transportwege sowie die quantitative Beschreibung der verschiedenen Prozesse und Wechselwirkungen, welche das Verhalten und das Schicksal von chemischen Substanzen in einem Ökosystem bestimmen. Dies soll anhand einiger ausgewählter Beispiele der Gewässerbelastung veranschaulicht werden.

schaft, durch die Atmosphäre etc.) in die Gewässer und werden, da sie biologisch mitunter schwer abbaubar sind, in aquatischen Ökosystemen akkumuliert. Hier sollte man sich daran erinnern, daß Wasser das bedeutendste Bindeglied in allen biogeochemischen Kreisläufen ist, und daß es als Lösungsmittel, Transportmittel, Katalysator und Reagens in einer Vielzahl von ökologisch wichtigen Prozessen fungiert. Dementsprechend kommt der Verunreinigung unserer Gewässer eine besondere Bedeutung zu.

2. Ökotoxikologische Fragen

Es ist die Aufgabe der Ökotoxikologie, die Risiken von Umweltchemikalien, insbesondere ihr ökologisches und hygienisches Schadpotential abzuschätzen. Dabei stehen vor allem zwei Aspekte im Vordergrund: 1) Die Bewertung der Auswirkungen einer chemischen Substanz auf die Umwelt, speziell auf Ökosystem und menschliche Gesundheit; 2) die Klärung der Einwirkung der Umwelt auf den Schadstoff. Dieser zweite Aspekt wurde – wie Baughman et al.^[4,5] und andere^[6-11] betont haben – bis vor kurzem ziemlich vernachlässigt, obschon er für eine *prognostische Umweltbewertung* besonders wichtig ist.

Problemstellung und Perspektiven der aquatischen Ökotoxikologie sind synoptisch in Figur 1 dargestellt. Ausge-

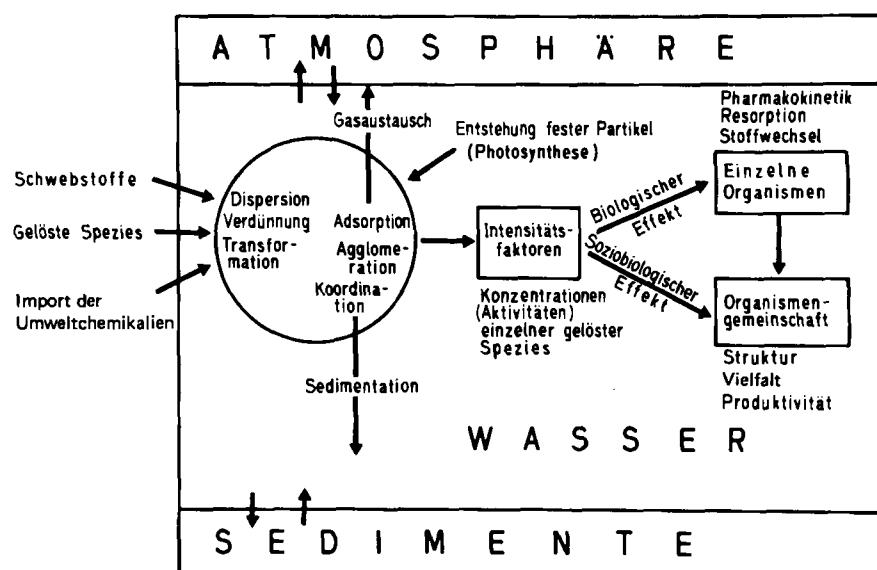


Fig. 1. Funktionelle Zusammenhänge in einem aquatischen Ökosystem. Eine in das System importierte Substanz wird verdünnt und dispergiert; sie kann aus dem Wasser entfernt werden durch Adsorption an absetzbare suspendierte Stoffe oder durch Verflüchtigung in die Atmosphäre; sie kann auch chemisch oder biologisch umgewandelt oder abgebaut werden. Die Restkonzentrationen (Aktivitäten) der verschiedenen chemischen Bestandteile charakterisieren den chemischen Gewässerzustand und beeinflussen die biologischen und soziobiologischen Effekte an Organismen bzw. Organismengemeinschaften.

Noch bis vor wenigen Jahrzehnten waren häusliche Abwässer nahezu die einzige Ursache von Gewässerverunreinigungen. Seither sind besonders in den industrialisierten Ländern die Verwertung von Rohmaterialien sowie die Produktion von Industriechemikalien und Nahrungsmitteln wesentlich schneller gestiegen als die Bevölkerungsdichte. Dadurch hat sich die Gewässerbelastung qualitativ und quantitativ stark verändert; die Beeinträchtigung vor allem durch nicht-biogene Stoffe (Umweltchemikalien) wird immer bedeutender. Viele dieser Chemikalien gelangen auf indirektem Weg (z. B. via Haushalte und Landwirt-

hend vom Import eines möglichen Schadstoffes in das aquatische Ökosystem verfolgen wir schrittweise die verschiedenen Transport- und Umwandlungsprozesse der Substanz bis zur potentiellen ökologischen Einwirkung. Der Transfer des Schadstoffes in die verschiedenen Reservoirs (Atmosphäre, Wasser, Biota, Sedimente, Boden), schließlich die Verteilung und die verbleibende Konzentration (Aktivität oder Fugazität^[9]), sind sowohl abhängig von den physikalischen, chemischen und biologischen *substanzenpezifischen Eigenschaften der Verbindung* (Dampfdruck, Löslichkeit, funktionelle Gruppen, Henry-Vertei-

lungskoeffizient, Lipophilie, Adsorbierbarkeit, chemische und biologische Abbaubarkeit), als auch von den *Eigenschaften der Umwelt* (Fließgeschwindigkeit des Wassers, Eigenschaften der Grenzflächen, Schwebstoffgehalt und Ausmaß der Sedimentation, Photosynthese und Nährstoffkreisläufe, Redox-Verhältnisse, Gegenwart anderer Substanzen etc.).

2.1. Vom Stoffimport zur Exposition

Der Stoffimport, d.h. die Belastung, wird als Fracht (Kapazitätsfaktor; Masse pro Zeit oder Masse pro Zeit und Wasseroberfläche oder Volumen) gemessen. Die schließlich verbleibende Konzentration ist eine Folge von Verdünnung, Dispersion und Stoffumwandlungen (Selbstreinigungsprozesse). Der *Gewässerzustand* wird bestimmt durch das Zusammenwirken von physikalischen, chemischen und biologischen Faktoren, die den aquatischen Lebensraum charakterisieren, und die alle *Intensitätsfaktoren* (Aktivität der chemischen Bestandteile sowie Redoxpotential, Geschwindigkeitsgradient, Temperatur, Produktivität usw.) sind. Diese intensiven Größen, besonders die verbleibenden Konzentrationen, oder genauer, die Aktivitäten der chemischen Bestandteile, beeinflussen die Exposition (Konzentration \times Zeit), der ein Organismus oder ein Ökosystem ausgesetzt ist und dadurch primär die Art der Lebensgemeinschaft.

Zur Beurteilung der Exposition und zur Bewertung des ökologischen und hygienischen Risikos ist die Kenntnis der Restkonzentrationen der potentiellen Schadstoffe notwendig. Die Aufgabe, die effektiv wirksamen Konzentrationen (oder Aktivitäten) in der Umwelt zu bestimmen, unterscheidet die Ökotoxikologie von der klassischen Toxikologie. Ein Weg besteht darin zu versuchen, diese Konzentrationen durch chemische Analysen in repräsentativen Umweltproben zu bestimmen, ein anderer Weg ist, die voraussichtlich resultierenden Konzentrationen abzuschätzen, wobei für jede Verbindung die Emissionsstärke, die voraussichtlichen Transportwege und die Geschwindigkeit der verschiedenen Prozesse, die diese Substanz umwandeln oder aus dem Wasser entfernen, berücksichtigt werden. Wir werden im Abschnitt 5 illustrieren, wie solche Abschätzungen aufgrund substanzspezifischer Eigenschaften und unter Berücksichtigung der relevanten Umweltfaktoren gemacht werden können.

Die Bedeutung der Konzentration der Einzelsubstanz in Lösung für das Verständnis der Beziehung zwischen Ursache und Wirkung beruht – im Sinne eines einfachen Modells – letztlich auf thermodynamischen Grundsätzen, d.h. auf der Voraussetzung, daß im Gleichgewicht das chemische Potential einer Verbindung (das durch deren Aktivität gegeben ist) in allen Phasen, d.h. im Wasser, im Organismus, in den Sedimenten, in der Gasphase usw. gleich groß ist. Die Abhängigkeit der potentiellen Wirkung einer Substanz auf einen Organismus von der Konzentration (Aktivität) in der externen Lösung entspricht demnach dem hypothetischen Verteilungsgleichgewicht zwischen dem Wasser und dem Organismus^[12]. Befindet sich ein System nicht im Gleichgewicht, so ist die Differenz des chemischen Potentials, der Aktivitätsgradient, die treibende Kraft für den Transfer einer Substanz von einem Reservoir in das andere, z.B. aus dem Wasser in den Organismus; selbst-

verständlich ist aber auch aktiver Transport in das Zellinnere möglich.

2.2. Die toxische Wirkung

Die Schädlichkeit eines Stoffes beruht auf seiner Wechselwirkung mit Organismen oder Organismengemeinschaften (Fig. 1). Die Intensität dieser Wechselwirkung hängt von der chemischen Struktur des Stoffes und, wie im vorigen Abschnitt schon erwähnt, von seiner Konzentration (Aktivität), aber auch von anderen Faktoren wie Temperatur, Wasserströmung, Anwesenheit anderer Substanzen usw. ab. Das Verständnis der biologischen Folgereaktion nach Einwirken eines Schadstoffes setzt Kenntnisse über die Mechanismen der Schadwirkung (Pharmakokinetik, Aufnahme des Stoffes, Umwandlung, Abbau und Ausscheidung, Störung von Regelmechanismen in der biologischen Gemeinschaft) voraus.

Bei der Beurteilung der *Toxizität* müssen wir zwei Fälle unterscheiden:

- Substanzen, die direkt Mensch und Tier gefährden, d.h. deren Gesundheit beeinträchtigen, oder einzelne Wasserorganismen vergiften. Hier spricht man von akuter, subakuter oder chronischer Toxizität, je nachdem, in welchem Zeitraum die Schädigung erfolgt.
- Substanzen, die primär die Organisation und Struktur des aquatischen Ökosystems beeinflussen. Bei dieser Einwirkung können Umweltchemikalien die Selbstregulationsfunktion des Systems empfindlich stören, selbst wenn keine akut-schädigende Wirkungen auf Einzelorganismen nachgewiesen werden können.

Soziobiologische Effekte: Leider ist unser Verständnis für diese Art der Beeinträchtigung ganzer Ökosysteme äußerst beschränkt. Zu den Prozessen der Einzelorganismen (Reproduktion, Wachstum, Geburt, Tod und Mutation) kommen bei der Organismengemeinschaft zahlreiche Wechselbeziehungen soziobiologischer Art (z.B. Chemotaxis) hinzu. Das Auftreten und die Häufigkeitsverteilung der Organismen hängt vor allem davon ab, wie gut diese Organismen den Wettbewerb – es handelt sich vor allem um den Wettbewerb um Nischen (z.B. Nahrung) – mit anderen Organismen bestreiten können und nicht bloß von der Fähigkeit, in einer gegebenen chemischen und physikalischen Umwelt zu überleben^[13, 14]. Wie *Tinbergen*^[15] feststellte, kann ein Organismus auf millionenfach verschiedene Art und Weise umkommen; aber es gibt nur wenige Bedingungen, unter denen er überleben und sich reproduzieren kann. Beispielsweise kann in einem Ökosystem eine Population, ist sie weniger effektiv als die Konkurrenzpopulation, durch eine Verunreinigung ausgemerzt werden, selbst wenn diese Verunreinigung nur in extrem geringer Konzentration vorhanden ist. Häufig verursachen kontaminierende Substanzen soziobiologische Veränderungen, indem sie selbst bei äußerst geringer Konzentration chemotaktische Signale bewirken oder solche von den Organismen hervorgerufene Signale unterdrücken.

So kann z.B. das Überleben einer Fischpopulation aus vielerlei Gründen (direkte akute oder chronische Toxizität, Beeinträchtigung der Reproduktionsfähigkeit durch toxische oder andere Umwelteinflüsse, schädigende Einwir-

kung auf das Futter (Zooplankton), Störung chemotaktischer Signale, die z.B. das Auffinden der Nahrung oder der Laichablagestelle verhindern) gefährdet werden.

In einem „gesunden“ Gewässer sind die Lebensbedingungen so, daß viele Nischen (Mikrohabitats) vorliegen und damit zahlreiche Arten überleben können. Die meisten Arten aber sind infolge des Überlebenswettbewerbs mit geringer Populationsdichte vertreten. Die Verunreinigung vernichtet Mikrohabitats und verkleinert damit die Überlebenschance eines Teils der Arten; die toleranten Arten breiten sich aus und können ihre Populationsdichte vergrößern. Die Organisation des Ökosystems und die Vielfalt werden dadurch herabgesetzt^[13].

3. Anforderungen an die Umweltanalytik

Figur 2 zeigt die Verknüpfung der Umweltanalytik mit der Ökotoxikologie. Um das Verhalten und die Auswirkungen von chemischen Verbindungen in der Umwelt verstehen zu können, ist es notwendig, die komplexe Umwelt analytisch zu erfassen und zu beschreiben. Dies bedingt unter anderem, daß einzelne Stoffe *selektiv* und *mit großer Empfindlichkeit* exakt gemessen werden können, was in vielen Fällen extrem hohe Anforderungen an die Umweltanalytik stellt.

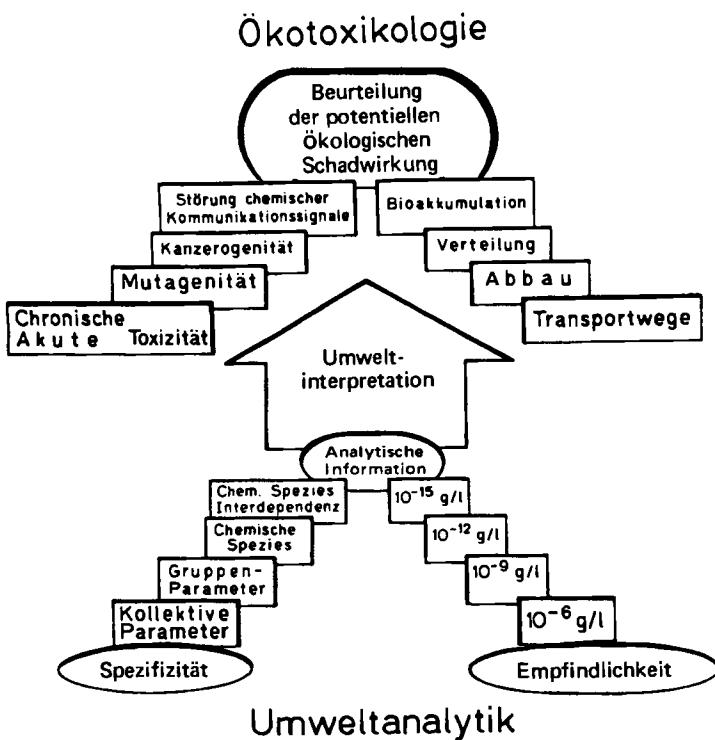
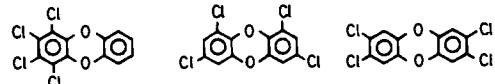


Fig. 2. Um das Verhalten und die Auswirkungen von chemischen Verbindungen in der Umwelt beurteilen zu können, ist es notwendig, komplexe Systeme analytisch zu erfassen. Dies bedingt, daß man Einzelverbindungen in einer Vielfalt von Stoffen *selektiv* und genügend *empfindlich* bestimmen kann.

Spezifität: Das Verhalten einer Substanz in der Umwelt und ihre Auswirkungen (biologische Verfügbarkeit, physiologische und toxikologische Effekte, Adsorptionseigenschaften, biochemische und physiologische Reaktivität) sind *strengh strukturspezifisch*. Figur 3 demonstriert, daß organische Isomere bemerkenswerte Unterschiede in Toxizität, chemischer Reaktivität und Adsorptionseigenschaften

akute Toxizität

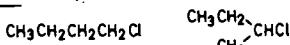
Beispiel: Tetrachlordinbenzo [1,4]dioxine (TCDD)



LD₅₀(Ratte): >1g/kg >0.1g/kg 0.00004 g/kg

Chemische Reaktivität (Hydrolyse)

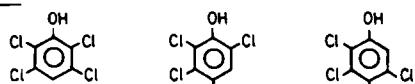
Beispiel: Butylchloride



t_{1/2} (pH 7): ≈1 Jahr ≈40 Tage ≈30 Sekunden

(Ad)sorption

Beispiel: Tetrachlorphenole



pK_s: 5.04 5.40 6.35

K_p^z(s) (pH 6.8) : 10 20 180

Fig. 3. Die chemische Reaktivität und die biologische Wirkung einer Substanz sind streng strukturspezifisch. Ähnliche, z.B. isomere Verbindungen können sich signifikant in ihrer Toxizität, Reaktivität (Hydrolyse) und ihrem Adsorptionsverhalten unterscheiden. LD₅₀ ist die Dosis eines Schadstoffes, der den Tod der Hälfte einer Organismenpopulation bewirkt; t_{1/2} ist die Halbwertszeit; K_p^z(s) ist der Verteilungskoeffizient (m³ 10⁻³ kg⁻¹) zwischen einer festen Phase (Sedimentpartikel, die in diesem Fall 2.9% organischen Kohlenstoff enthalten) und der wässrigen Lösung.

aufweisen können. Dies gilt auch für anorganische Verbindungen. Figur 4 zeigt die Erscheinungsformen, in denen Metalle in natürlichen Gewässern auftreten. Die verschiedenen Spezies haben sehr unterschiedliche Effekte. Zum Beispiel beeinflußt CuCO₃(aq) das Wachstum einer Alge anders als Cu²⁺(aq)^[16]. Kollektivparameter wie die Gesamtkonzentration an organischem Kohlenstoff, an Kupfer(II)-Ionen oder an Phosphat sind zwar zur Erfassung totaler Belastungen manchmal nützlich, können aber nicht zur Aufklärung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen verwendet werden. Zur Bestimmung organischer Einzelsubstanzen stehen verschiedene leistungsfähige Methoden zur Verfügung (GC, GC/MS, HPLC), die routinemäßig angewendet werden; die Analytik der vielen verschiedenen Metallspezies ist hingegen immer noch ein schwieriges Problem.

Empfindlichkeit: Auf diesem Gebiet hat die Umweltanalytik in den letzten Jahren bemerkenswerte Fortschritte gemacht, indem heute Nachweisgrenzen für einzelne Stoffe bis zu 10⁻¹¹ M erreicht werden. Dies ist für die Gewässerforschung von großer Bedeutung, da aquatische Ökosysteme viel empfindlicher auf chemische Störungen reagieren als Landökosysteme. Die Resorption eines Substrats oder die Aufnahme einer Verunreinigungssubstanz durch aquatische Organismen ist durch enzymatische Prozesse kontrolliert, die typischerweise durch Konzentrationen kleiner als 10⁻⁶ M beeinflußt werden. (Die Michaelis-Konstante für enzymatisch kontrollierte Prozesse liegt häufig zwischen 10⁻⁵ und 10⁻¹⁰ M.) So wurde z.B. gezeigt, daß die Wachstumsrate von Algen durch Konzentrationen freier Cu²⁺-Ionen von 10⁻¹⁰ bis 10⁻¹³ M beeinflußt wird

Freie Metall- ionen	Anorganische Komplexe und Methylmetall- verbindungen	Organische Komplexe, Chelate	Metallspezies gebunden an hochmolekulares org. Material	Metallspezies in Form von hoch dispergierten Kolloiden	Metallspezies adsorbiert an Kolloide	Niederschläge, partikuläres org. Material Detritus
------------------------	---	------------------------------	---	--	--------------------------------------	--

Beispiele:

Cu^{2+} Cu_{aq}	$[\text{Cu}_2(\text{OH})_2]^{2+}$	MSR	M-Lipide	FeOOH	M^{n+} , MCO_3 , MS usw. auf Tonmineralien,
Fe^{2+} Fe_{aq}	$[\text{Pb}(\text{CO}_3)_2]^{2-}$	MOOCR	Huminsäure-polymer	$\text{Fe}(\text{OH})_3$	FeOOH oder auf Mn (IV)-Oxiden
Pb^{2+} Pb_{aq}	AgSH $[\text{CdCl}]^+$ $[\text{Zn}(\text{OH})_3]^-$ $[\text{Ag}_2\text{S}_3\text{H}]^{2-}$ $[\text{CH}_3\text{Hg}]^+$ $(\text{CH}_3)_4\text{Pb}$	Cu^{2+} lösliche org. Bestandteile des Humus	Lacke Gelbstoffe M-Poly-saccharide	$\text{Mn}(\text{IV})$ -Oxide Ag_2S	oder an biolog. Zellen

Durchmesserbereich:

10 nm — 100 nm — 1 μm —

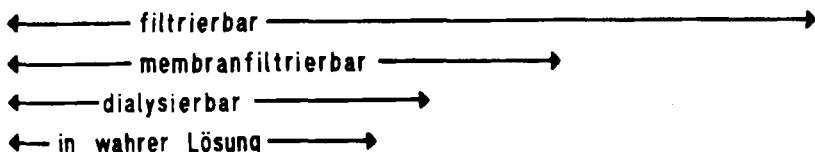


Fig. 4. Die Kenntnis der Erscheinungsform der Metalle (freies Metallion, anorganischer oder organischer Komplex) ist für die Beurteilung der biologischen und chemischen Wirkung wichtig. Die Unterscheidung zwischen dem Vorliegen in gelöster und ungelöster Form ist oft schwierig, da Kolloide von Membranfiltern nicht immer zurückgehalten werden. Gelbstoffe sind gelbe Huminstoffe.

(Fig. 5), während Konzentrationen von $10^{-8.5} \text{ M}$ für Daphnien und Fische toxisch sind^[16].

Präzision, Richtigkeit und Probenahme: Die entscheidende Voraussetzung für jede sinnvolle Interpretation bilden zuverlässige und richtige Daten. Wegen der häufig extrem niedrigen Konzentrationen, denen das Interesse gilt, stellen sich vor allem Probleme der Kontamination oder von Verlusten. Diese Schwierigkeiten müssen bei allen Schritten von der Probenahme über die Probevorbehandlung und -konservierung bis zur analytischen Bestimmung bewältigt werden. So war, wie z. B. Patterson et al.^[17] gezeigt haben, die Pb-Konzentration im Meerwasser vor 1975 meistens um Größenordnungen zu hoch bestimmt worden,

vor allem weil ungeeignete Probenahmemethoden angewendet worden waren.

4. Grenzen analytischer Überwachungsprogramme und toxikologischer Tests

Verständlicherweise wird gefordert, die biologische Schadwirkung von Umweltchemikalien systematisch durch Experimente und Standardtests zu klären und die Umwelt in Dauermeßprogrammen analytisch zu überwachen. Solche Untersuchungen sind wichtig, aber wir dürfen unsere analytischen Möglichkeiten nicht überbewerten, und wir müssen die äußerst beschränkte Aussagekraft toxikologischer Standardtests berücksichtigen.

Wir sind darüber besorgt, daß die gegenwärtige Bevorzugung und Überbetonung solcher Programme gegenüber der flexiblen Grundlagenforschung die Gefahr in sich birgt, unser Verständnis der Umwelt und ihrer Umwandlungsprozesse eher zu verzögern als zu fördern. Jede systematisch analytische Daueruntersuchung, z. B. eines Flusssystems oder eines Sees, ist ein außerordentlich umfangreiches, zeitraubendes und kostspieliges Unterfangen. Häufig sind solche Meßprogramme wegen der begrenzten Möglichkeiten der Analysemethoden und wegen der anscheinend unüberschaubaren Vielfalt der Ursache-Wirkungs-Beziehungen eher darauf ausgerichtet, im Rahmen des gerade vorhandenen „analytischen Fensters“ die Frage zu beantworten: „Was ist vorhanden?“ als das Verständnis für die kausalen Zusammenhänge und die zahlreichen Transferfunktionen zu fördern. Ebenfalls ist die Absicht, Grundwerte (base line values) analytisch zu ermitteln, um später die Veränderungen in der Umwelt aufzudecken, sehr gerechtfertigt; aber häufig erkennen wir dann später,

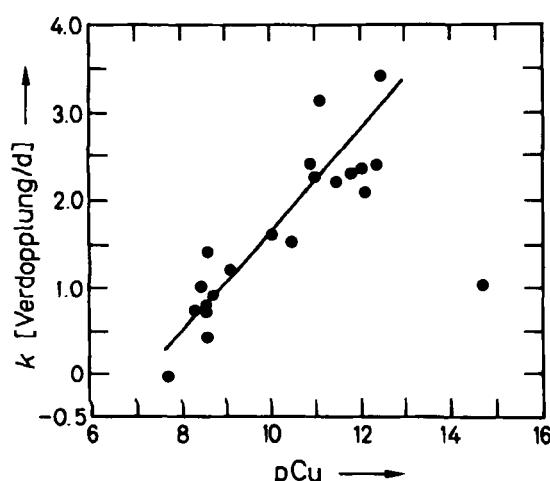


Fig. 5. Effekt von „freien“ Cu^{2+} -Ionen auf das Wachstum von Algen im Meerwasser. pCu wurde im Meerwasser durch Cu^{2+} und verschiedene Komplexbildner gepuffert. $\text{pCu} (= -\lg[\text{Cu}^{2+}])$ wurde aus den Konzentrationen von Cu^{2+} und Komplexbildnern und aus dem pH berechnet [16].

daß uns die damalige Unwissenheit sowohl von einer sinnvollen Definition des Problems als auch von der Wahl der besten Methode abgehalten hat^[7].

Trotzdem sind solche Dauermessungen nützlich, wenn es gelingt, die Daten sorgfältig zu interpretieren und für die Beantwortung der Fragen nach den funktionellen Zusammenhängen auszuwerten. Dazu benötigt man unter anderem möglichst quantitative Information über die Hydrologie (Wasserbudget, Ablauf, Zirkulation, Infiltration usw.) des Einzugsgebietes, über die Immissionen, über mögliche Transportwege und Stoffumwandlungen. Auch sollten solche Felduntersuchungen durch Laboratoriumsuntersuchungen über das chemodynamische Verhalten ausgewählter Substanzen ergänzt werden, um Vergleiche zwischen den Feldmessungen mit denen aus dem „Verhaltensprofil“ der Chemikalien vorausgesagten Konzentrationen zu ermöglichen.

Toxizitätstests sind in den seltensten Fällen auf das Problem der chronischen Giftwirkung ausgerichtet. Diese letztere ist aus ökologischer Sicht viel wichtiger als die akute Toxizität. Wenn man nun bedenkt, daß für jede Chemikalie (in jeder Zustandsform und auch für ihre Degradations- und Stoffwechselzwischenprodukte) mehrere Kurz- und Langzeittests an mehreren Organismen durchgeführt werden müßten, wenn man berücksichtigt, daß die Interpretation der Ergebnisse durch die breite Reaktionsnorm der Testorganismen und die Schwierigkeit der Übertragbarkeit der Resultate von einem Organismus auf den anderen erschwert wird, und daß die Empfindlichkeit gegenüber einem Schadstoff zwischen den taxonomischen Gruppen stark variieren kann und selbst Artengruppen innerhalb

der gleichen Familie unterschiedlich reagieren können, wenn man ferner in Betracht zieht, daß zusätzlich durch andere Chemikalien oder Lösungsvariablen synergistische oder antagonistische Wirkungen hervorgerufen werden können, dann realisiert man, daß neue Chemikalien schneller produziert werden und in die Umwelt gelangen, als sie durch Industrie und Umweltlaboratorien getestet werden können.

Obwohl wir einiges über die Einwirkung xenobiotischer Substanzen auf Einzelorganismen wissen, ist unser Verständnis für die Beeinträchtigung ganzer Ökosysteme äußerst beschränkt. Wie wir gesehen haben (Abschnitt 2), können die Langzeitschädigungen bei aquatischen Ökosystemen äußerst gravierend sein, selbst dann, wenn keine akuten Schädigungen an Einzelorganismen beobachtet werden können. Es ist demnach nicht möglich, ökologische Effekte aufgrund von Toxizitätstests mit Einzelorganismen vorauszusagen und gefährlich, eine gegebene Substanz aufgrund negativer Testergebnisse als unbedenklich einzustufen.

5. Konzepte zur Beurteilung und Voraussage des Verhaltens von Umweltchemikalien

5.1. Entwicklung von Modellen zur Beurteilung von Umweltchemikalien

Wie in Figur 6 illustriert ist, gibt es drei sich ergänzende Methoden zur Entwicklung prognostischer Modelle zur Beurteilung des Verhaltens von Umweltchemikalien.

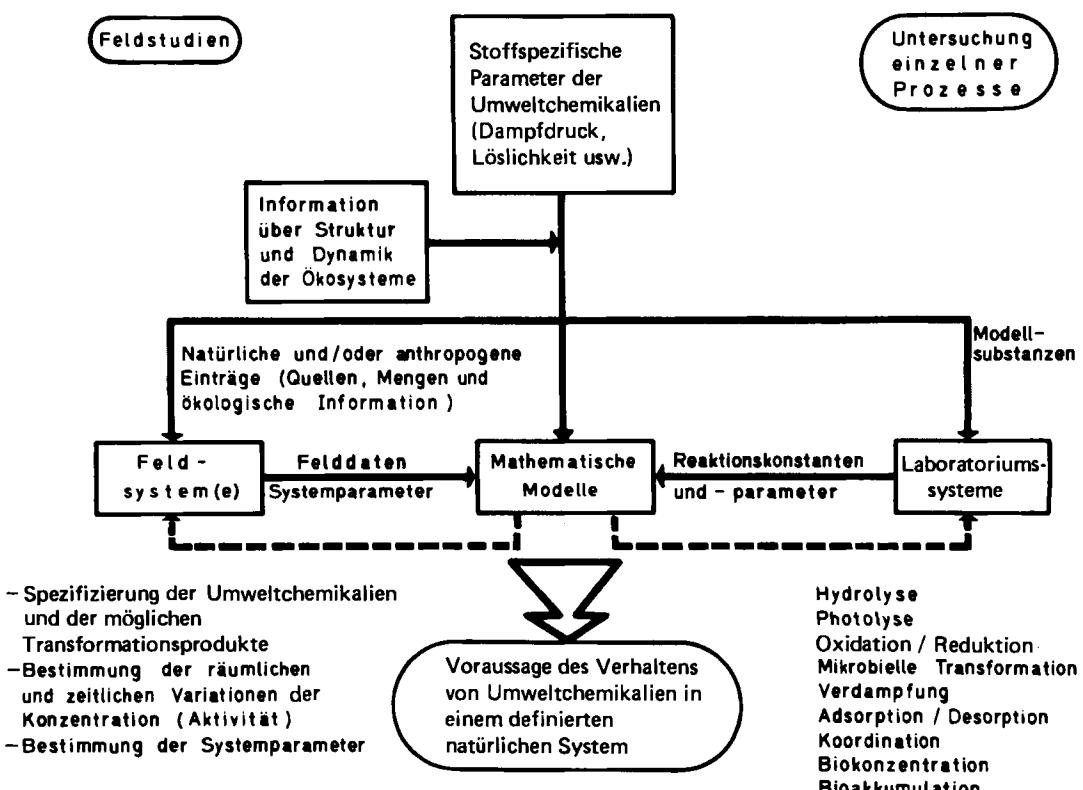


Fig. 6. Die ökotoxikologische und hygienische Beurteilung von Umweltchemikalien setzt die Kenntnis ihres Verhaltensprofils in der Umwelt voraus. Mit einfachen kausalen Modellen kann in vielen Fällen die Größenordnung der in einem Ökosystem zu erwartenden Konzentration abgeschätzt werden.

- Die Auswertung der *substanzspezifischen Parameter* (Dampfdruck, Löslichkeit, Lipophilie, Henry-Koeffizient, biologische Abbaubarkeit usw.) und die Berücksichtigung der chemischen Struktur ermöglichen eine Abschätzung der potentiellen Schadwirkung einer Substanz und eine Voraussage über die mögliche Verteilung dieser Substanz in den verschiedenen Umweltreservoirn. Aus der Geschwindigkeit des chemischen oder biologischen Abbaus läßt sich ihre ungefähre Aufenthaltszeit und damit ihre voraussichtliche Konzentration abschätzen. Damit erhält man einen mindestens halbquantitativen Anhaltspunkt für die ökologischen Folgen. Selbstverständlich setzt eine solche Auswertung eine Kenntnis der Struktur des Ökosystems und ihres Beziehungsgefüges voraus.
- Im Laboratorium* können individuelle Prozesse mit Modellsubstanzen unter Bedingungen untersucht werden, bei denen die Variablen kontrolliert und konstant gehalten werden können. Solche Untersuchungen liefern Daten über Reaktionskonstanten und andere substanzspezifische Parameter.
- Felduntersuchungen* sind natürlich immer noch nötig, um systembezogene Parameter zu bestimmen, um die räumliche und zeitliche Verteilung der Schadstoffe in der Umwelt zu messen und um die Erscheinungsformen (Spezies) der Umweltchemikalien zu identifizieren.

Die Resultate aller drei Methoden ergänzen sich und gestatten, *Bewertungsmodelle* aufzustellen. *Empirische Modelle* können verwendet werden, um die Felddaten zu verallgemeinern, um bessere Überwachungsprogramme und um die zukünftige Sammlung von Daten zu planen. Empirische Modelle, obwohl äußerst nützlich für individuelle Ökosysteme, haben den Nachteil, daß sie kaum auf andere Ökosysteme übertragbar sind, und daß sie nur selten in die Zukunft extrapoliert werden können. *Kausale Modelle* basieren auf den Grundsätzen der Physik, Chemie und Biologie; sie ge-

ben die Daten eines bestimmten Systems weniger genau wieder als empirische Modelle, aber Ursache-Wirkungs-Beziehungen sind eher zu erkennen und auf verschiedene Ökosysteme und zukünftige Zeiträume übertragbar.

Die Aufenthaltszeit einer Chemikalie in einem aquatischen System oder in anderen Umweltreservoirn ist eine wichtige Kenngröße, die aus solchen Modellen gewonnen werden kann. Die Restkonzentration für einen gegebenen Eintrag in ein Gewässer ist von der Aufenthaltszeit abhängig. Die Aufenthaltszeit wird einerseits von der Geschwindigkeit der physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse, denen die Substanz unterworfen ist, und andererseits von den hydrologischen Gegebenheiten (z. B. Dispersion, Transport durch Abfluß) bestimmt.

5.2. Beispiele wichtiger Prozesse

Grundlagenkenntnisse über einzelne physikalische, chemische und biologische Prozesse können in Modellen verwendet werden, um das Verhalten von Umweltchemikalien vorauszusagen. Tabelle 1 und Figur 7 geben eine Übersicht über die wichtigsten Prozesse, welche dabei berücksichtigt werden müssen. Auf einige dieser Prozesse soll im folgenden kurz eingegangen werden.

– *Adsorption:* Suspendierte Partikel sind wichtige Adsorbentien, die Schadstoffe aus dem Wasser durch Adsorption entfernen. Alle Substanzen, die an Schwebstoffe adsorbiert werden oder in sinkender Biomasse (Algen und ihren Zersetzungssprodukten) inkorporiert werden, haben eine kürzere Aufenthaltszeit als Wasser.

Viele xenobiotische Substanzen, sowohl hydrophobe Verbindungen wie polychlorierte Kohlenwasserstoffe, als auch polare Verbindungen wie die aus der Papierindustrie stammenden Ligninsulfonate oder Schwermetalle, sind zu einem guten Teil an Schwebstoffen adsorbiert. Offensichtlich beruhen die relativ effizienten Eliminierungsmechanismen für Schwermetalle in Seen dar-

Tabelle 1. Wichtige Informationen zur Beurteilung des Schicksals und der Aufenthaltszeit von Umweltchemikalien.

	Parameter	Bedeutung
Transportwege Massenfluxe	Produktionssstatistik Massenbilanz Transport Mischungsverhältnisse	Immission in die Umwelt Schicksal (physikalische Vorgänge)
Verteilung Luft-Wasser Oberfläche-Wasser Sediment-Wasser Biota-Wasser	Adsorptionsisothermen Löslichkeit Dampfdruck Henry-Konstante Lipophilie <i>n</i> -Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient Stoffübergangskoeffizient	Grenzflächentransport Sedimentation Biokonzentration Bioakkumulation Nahrungskette Biolog. Retention Immission in und aus Atmosphäre Trockendeposition Eliminierung durch Niederschläge Verdampfung Kondensation
Molekulare Transformationen mikrobiell oxidativ hydrolytisch photolytisch	Biologische Abbaubarkeit Gleichgewichtskonstanten Geschwindigkeitskonstanten Lichtabsorption	Aufenthaltszeit Halbwertszeit Erscheinungsformen Struktur- Reaktivitäts- Korrelationen Abbau durch Photoreaktionen

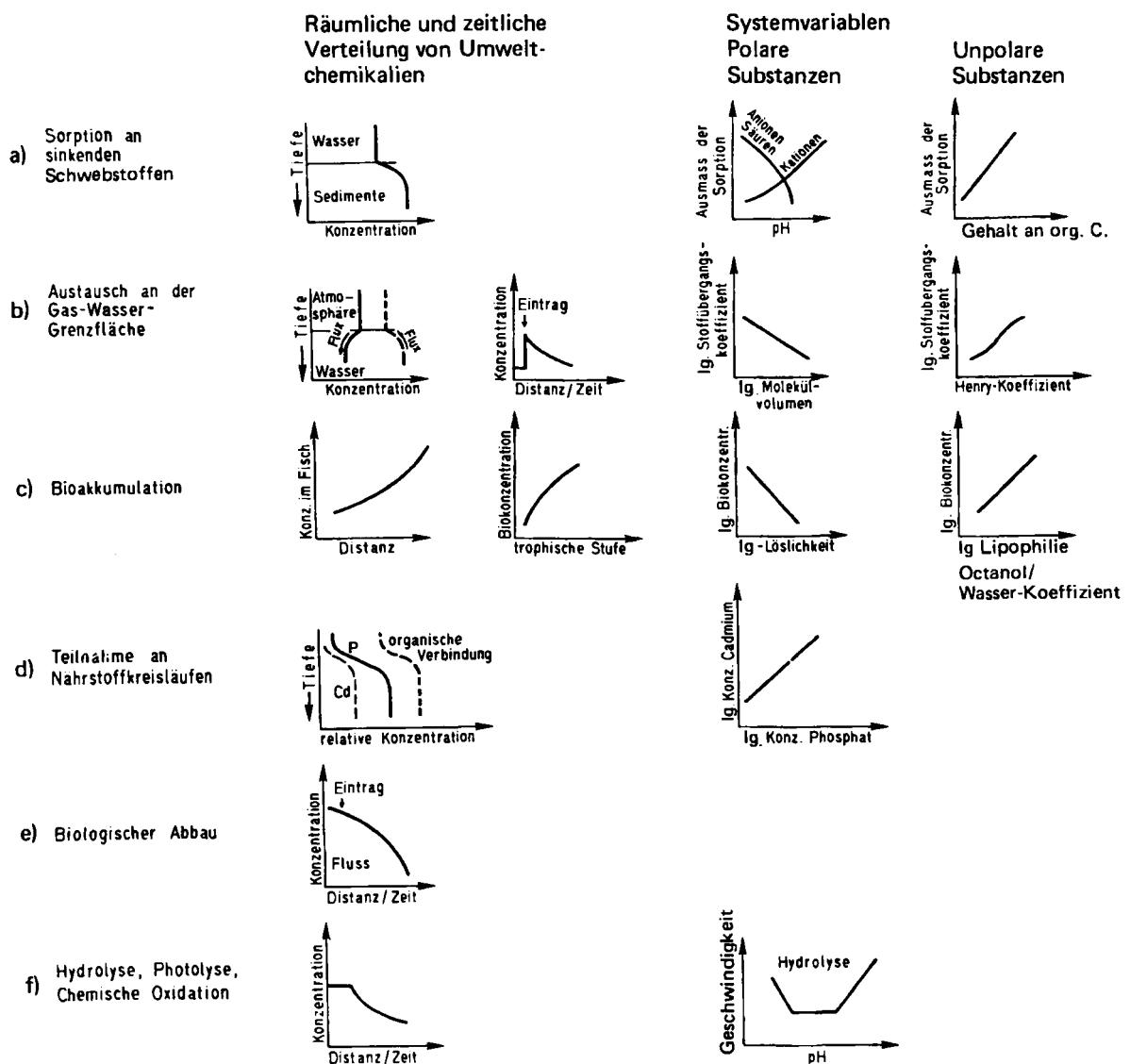


Fig. 7. Beispiele, wie die räumliche und zeitliche Verteilung von Umweltchemikalien von substanz- und systemspezifischen Variablen abhängen:
 a) Die Adsorption polarer Verbindungen zeigt verschiedene pH-Abhängigkeiten, je nachdem, ob das Adsorbat ein Anion, eine Säure oder ein Kation ist. Bei unpolaren, lipophilen Verbindungen ist das Ausmaß der Adsorption vom C-Gehalt der adsorbierenden Partikel abhängig. b) Der Konzentrationsgradient an der Grenzfläche Wasser/Atmosphäre gibt an, in welche Richtung der Austausch flüchtiger Moleküle erfolgt. Der spezifische Transferkoeffizient ist abhängig vom Henry-Koeffizienten und vom molaren Volumen der Substanz sowie von Systemparametern wie Turbulenz usw. c) Die Akkumulation einer Substanz in der Nahrungskette ist proportional zur Lipophilie und ist umgekehrt proportional zur Löslichkeit dieser Substanz. d) Die Nährstoffe einschließlich einiger Schwermetalle werden bei der Photosynthese der biogenen Partikel in der Biomasse entsprechenden Proportion, z. B. in den Ozeanen aus den oberen Wasserschichten, entzogen und bei der respiratorischen Auflösung in den unteren Schichten an das Wasser zurückgegeben. e) Der biologische Aufbau ist autokatalytisch und hängt von der Konzentration der mikrobiellen Biomasse ab. f) Die chemischen und photochemischen Abbauprozesse werden von Lösungsvariablen, insbesondere pH, Lichtintensität und Konzentration an Singulett-Sauerstoff beeinflusst.

auf, daß sedimentierende biogene Partikel und eingebrachte Mineralteilchen Träger für den Transport der Metalle in die Sedimente sind. Das Ausmaß der Adsorption kann oft anhand oberflächenchemischer Theorie^[18] vorausgesagt werden. Häufig kann die Verteilung zwischen der festen Phase und der Lösung durch eine einfache Gleichgewichtskonstante

$$[A_{ads}] \approx K_p [A_{aq}]$$

charakterisiert werden. Für polare Substanzen oder Ionen sind viele Adsorptionsgleichgewichte experimentell bestimmt worden oder können aus Stabilitätskonstanten in Elektrolytlösungen abgeschätzt werden, so daß die Abhängigkeit der Adsorption von pH und Lösungsbedingungen vorausgesagt werden kann. Die (Ad)sorption hydrophober Verbindungen an suspendierten Stoffen,

Sedimenten, Biota oder an Grenzflächen in Böden kann häufig in Beziehung zur *Lipophilie* der Substanzen und zum Gehalt an organischem Kohlenstoff der (ad)sorbierenden Feststoffe gesetzt werden (Fig. 8). Als Maß für die Lipophilie wird heute verbreitet der Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient K_{ow} verwendet:

$$K_{ow} = [A_{oc}] / [A_{aq}]$$

Für die Abschätzung von Verteilungskoeffizienten K_p stehen für verschiedene Gruppen von Verbindungen Beziehungen der allgemeinen Form

$$K_p = b \cdot f_{oc} (K_{ow})^a$$

zur Verfügung, wobei a und b Konstanten sind und K_p in Einheiten Volumen pro Masse und f_{oc} als Gewichts-

fraktion ausgedrückt werden^[19] (f_{oc} = Gehalt des Feststoffs an organischem Kohlenstoff).

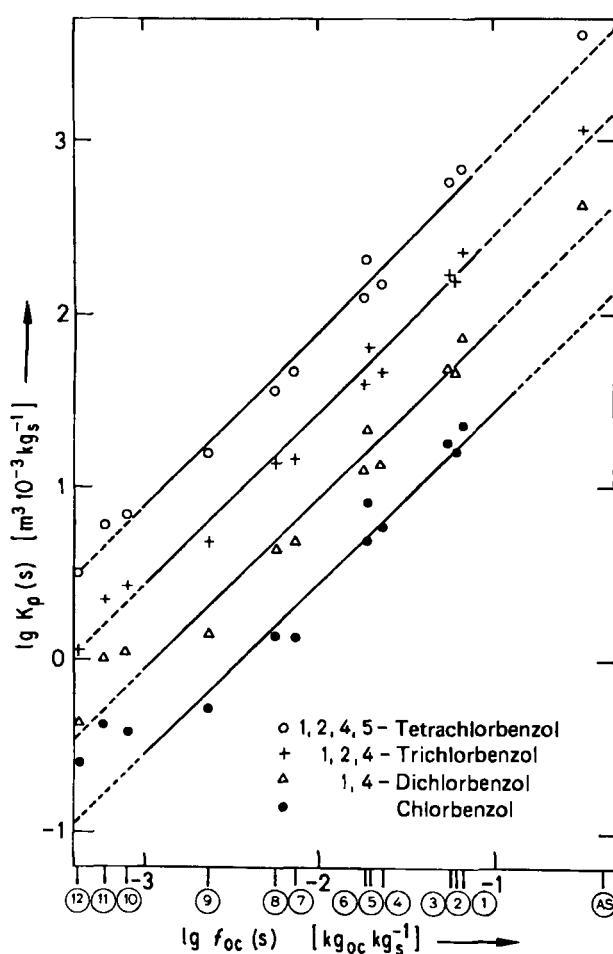


Fig. 8. Die Verteilung unpolarer organischer Verbindungen zwischen Feststoffen und Wasser in aquatischen Systemen (gegeben durch den Verteilungskoeffizient K_p) ist abhängig von der Lipophilie der Verbindung und vom Gehalt des Feststoffs an organischem Kohlenstoff (f_{oc} = Gewichtsfraktion). Bei den hier untersuchten Feststoffen handelt es sich um Meer(küste)- und Seesedimente (1-5), Flussedimente (6, 8), Materialien aus einem Grundwasserträger (Aquifermaterialien, 7, 9-12) und Belebtschlamm (AS). Die Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten der chlorierten Benzole sind: 500 (Chlorbenzol), 2400 (1,4-Dichlorbenzol), 11200 (1,2,4-Trichlorbenzol), 52000 (1,2,4,5-Tetrachlorbenzol).

Austausch mit der Atmosphäre: Der Transfer einer flüchtigen Verbindung aus dem Wasser in die Atmosphäre oder umgekehrt kann ohne große Schwierigkeiten im Laboratorium untersucht werden. Das Verteilungsgleichgewicht zwischen Atmosphäre und Wasser ist durch den Henry-Koeffizienten H gegeben:

$$H = [A_g]/[A_{aq}] = (p_A/RT)/[A_{aq}] = (p_A^0/RT)/[A_{aq}^0]$$

$[A_g]$, $[A_{aq}]$, $[A_{aq}^0]$ sind die Konzentrationen von A in der Gasphase, in wässriger Lösung bzw. in einer gesättigten wässrigen Lösung (= Löslichkeit), p_A und p_A^0 sind der Partialdruck von A bzw. der Dampfdruck von reinem A oder der Dampfdruck im Gleichgewicht mit einer an A gesättigten Lösung, R und T sind die Gaskonstante und

die absolute Temperatur. Der Gastransfer F zwischen Atmosphäre und Wasser ist gegeben durch

$$F = K_L ([A_{aq}] - [A_g]/H)$$

wobei K_L der globale Gastransferkoeffizient ist (K_L ist für die meisten flüchtigen Verbindungen von gleicher Größenordnung wie K_L für Sauerstoff; K_L ist abhängig von den hydrodynamischen Bedingungen). In turbulenten Oberflächengewässern werden Substanzen mit Henry-Koeffizienten größer als ca. 0.1 relativ schnell an die Atmosphäre abgegeben (siehe Beispiel in Fig. 9a). Wenig-

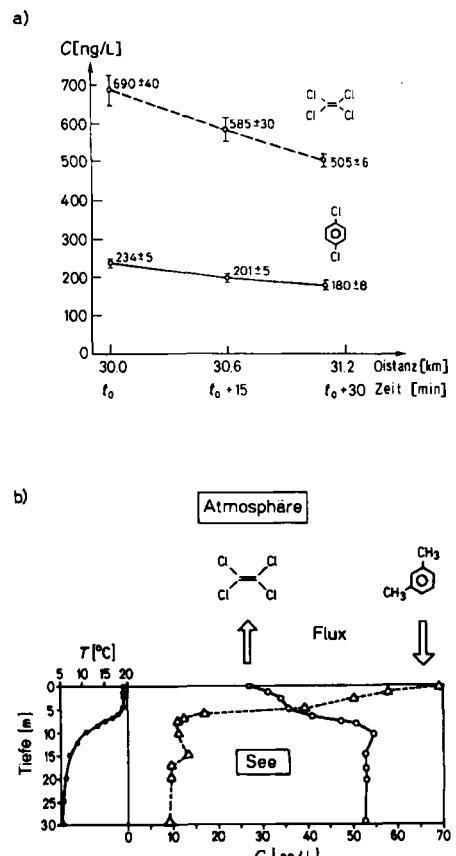


Fig. 9. Für flüchtige organische Substanzen ist der Gasaustausch zwischen Oberflächengewässern und der Atmosphäre ein wichtiger Prozeß. a) Konzentrationsprofil von Tetrachlorethenyl und 1,4-Dichlorbenzol in der Glatt (mittlere Tiefe = 0,42 m) längs einer Fließstrecke von 1,2 km im unteren Glattal in der Schweiz. In diesem Fließabschnitt sorgen zahlreiche Gefüllstufen (Stabilisierungsschwellen) für einen intensiven Gasaustausch. Die Konzentrationsverminderungen längs der Fließstrecke sind hauptsächlich auf diesen Prozeß zurückzuführen. ($t_{1/2}$ (Tetrachlorethenyl) = 65 min; $t_{1/2}$ (1,4-Dichlorbenzol) = 80 min). - b) Austausch von flüchtigen organischen Verbindungen zwischen einem See und der Atmosphäre. Während Tetrachlorethenyl vom Wasser in die Luft abgegeben wird, erfolgt im Falle der Benzinkomponente 1,3-Xylool ein Eintrag von der Atmosphäre in den See.

ger flüchtige Verbindungen (z. B. DDT, $H \approx 5 \cdot 10^{-4}$) haben bezüglich Gasaustausch eine größere Aufenthaltszeit im Wasser; aber auch diese Verbindungen werden „langsam“ an die Atmosphäre abgegeben und dort über große Distanzen transportiert. Ein weiteres Beispiel, welches den Gastransfer von flüchtigen Verbindungen zwischen Oberflächenwasser und Atmosphäre illustriert, ist in Figur 9b gegeben.

Mikrobieller Abbau: Unter den Stoffumwandlungen ist der **biologische Abbau** einer der wichtigsten, die Aufenthaltszeit von organischen Verbindungen in Gewässern bestimmenden Prozesse. Obwohl einige grundsätzliche Zusammenhänge zwischen Konstitution und biologischer Abbaubarkeit bekannt sind, fehlen uns leider noch weitgehend detaillierte Kenntnisse über die Mikrobiologie, den Mechanismus und die Kinetik der biologischen Abbauprozesse von xenobiotischen Verbindungen in natürlichen Gewässern.

Ein partieller Abbau von Substanzen kann zum Auftreten neuer, persistenter Verbindungen führen (Fig. 10)^[20]. Bei der Beurteilung von Umweltchemikalien muß auch das Auftreten solcher bedenklicher Abbauprodukte berücksichtigt werden.

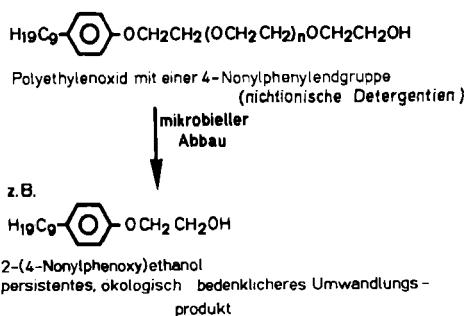


Fig. 10. Beispiel einer Substanzgruppe, aus welcher in der biologischen Reaktionsstufe durch mikrobielle Prozesse bedenkliche Abbauprodukte entstehen [20].

Chemische Reaktionen: Um die Reaktivität von organischen Substanzen vorauszusagen, können in gewissen Fällen Zusammenhänge zwischen Struktur und Reaktivität herangezogen werden. Innerhalb einer gegebenen Klasse von Umweltchemikalien ist die Reaktivität einer bestimmten funktionellen Gruppe von Art und Anzahl der Substituenten abhängig; z. B. lässt sich die Geschwindigkeitskonstante der Hydrolyse von organischen Phosphorsäureestern des Typs $(\text{CH}_3\text{O})_2\text{P}(\text{O})-\text{OR}$ mit der Säurekonstante der Gruppe R korrelieren^[24]. Zudem können in einem System mit bekannten Lösungsvariablen (z. B. pH) Aussagen über die Abhängigkeit der Geschwindigkeit einzelner chemischer Reaktionen von diesen Variablen gemacht werden (z. B. pH-Abhängigkeit der Hydrolyse).

Bioakkumulation: Die Frage, ob eine Substanz in die Biomasse inkorporiert wird, ist für die Bewertung von Umweltchemikalien von ganz besonderer Bedeutung, da die Inkorporation zum Verbleib eines Schadstoffes und dessen Akkumulation in der Nahrungskette führen kann.

Die Tendenz zur Akkumulation von Schadstoffen in der Nahrungskette ist beim aquatischen Ökosystem viel größer als beim terrestrischen, weil in den Gewässern die Primärproduktion zu einem viel größeren Teil durch Herbivoren verzehrt wird als an Land, wo der größte Teil der pflanzlichen Produktion durch Mikroorganismen zersetzt wird. Die Tendenz einer Substanz, in die Organismen inkorporiert zu werden, ist proportional zur Lipophilie^[21] (Fig. 11).

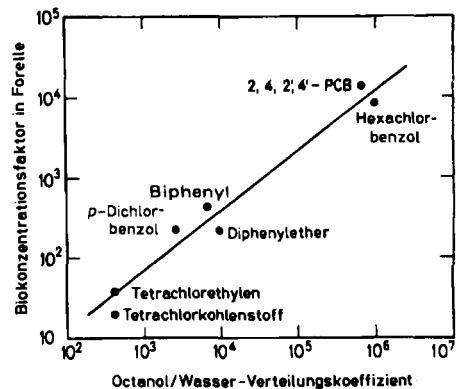


Fig. 11. Die Lipophilie einer Substanz, gemessen mit dem Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten, ist ein wichtiger Parameter, um die Bioakkumulation in der Nahrungskette vorauszusagen (berechnet aus Daten von Chou et al. [21]). 2,4,2',4'-PCB = 2,2',4,4'-Tetrachlorbiphenyl.

6. Folgerungen

Die Suche nach Sicherheit begleitet das Leben des Menschen. Die umwelttoxikologische und hygienische Beurteilung vieler Substanzen stößt auf größte Schwierigkeiten, da ihre Schädlichkeit oder Harmlosigkeit im Ökosystem heute noch wenig bekannt ist. Toxizitätstests an Einzelorganismen können, wie wir zu zeigen versuchten, wenig zur Aufdeckung der subtilen und schleichenden Schadwirkung von hygienisch bedenklichen und die Ökosphäre belastenden Substanzen beitragen.

Einerseits müssen wir wegen der Unsicherheit bei der Beurteilung der ökologischen Auswirkungen von in die Natur gelangenden Chemikalien bei der Festsetzung der Toleranzgrenzen vorsichtig sein und große Sicherheitsfaktoren gegenüber festgestellten Schadenschwellenwerten (minimum adverse effect level) zum Schutz gegen unvorhergesehene Auswirkungen fordern; andererseits gibt es für jede Substanz eine – zwar direkt experimentell kaum bestimmbar – Toleranzgrenze, unterhalb der die Schadwirkung unwahrscheinlich wird.

Das Streben nach Schutz des Ökosystems und nach Sicherheit muß im vernünftigen Verhältnis zum erforderlichen Aufwand stehen. Die Festlegung dieses Verhältnisses bedarf letzten Endes einer politischen Entscheidung; diese zu fällen benötigt man aber bessere Unterlagen. Disziplinübergreifende Grundlagenforschung über vergleichende Toxikologie, über die vielseitigen Wechselwirkungen sowie Nahrungs- und Energiekreisläufe in Lebensgemeinschaften, über den Einfluß von Immissionen und anderen Stressfaktoren auf Struktur und Artenhäufigkeitsverteilung der aquatischen Ökosysteme kann wahrscheinlich Kriterien liefern, die besser gestatten, die Toleranzgrenzen für die Schadwirkung systemfremder Substanzen auf ganze Ökosysteme abzuschätzen.

Das hier diskutierte Verfahren, anhand substanzspezifischer Daten das Schicksal, die Verteilung, das Bioakkumulationsverhalten und die ungefähre Aufenthaltszeit potentieller Schadstoffe und dadurch auch die zu erwartenden Konzentrationen abzuschätzen, ermöglicht es immerhin, relative Risiken verschiedener Substanzen miteinander zu vergleichen. Das Vertrauen in solche Bewertungen kann gestärkt werden, wenn Feldmessungen für einzelne Stoffe Konzentrationen ergeben, die den anhand des Modells berechneten entsprechen.

Zu den substanzspezifischen Eigenschaften gehören die (biologische) Abbaubarkeit und die Lipophilie. Das Problem der schlecht abbaubaren organischen Verbindungen kann in vielen Fällen mit ökonomisch vertretbarem Aufwand entschärft werden, wenn erstens alle Massenprodukte, welche aus Haushalten, Kleingewerbe und Landwirtschaft in die kommunalen Abwässer gelangen (Wasch- und Reinigungsmittel, Lösungsmittel, Pestizide, Herbizide), eine biologische Abbaubarkeit aufweisen müßten und wenn zweitens durch innerbetriebliche Maßnahmen (Integration der Rückstandsbeseitigung in den Herstellungsprozeß des Produktes) industrielle, nicht abbaubare Substanzen von Kanalisation und Gewässern ferngehalten werden könnten.

Bei der Festlegung von Prioritäten für Umweltschutzmaßnahmen stellt sich immer wieder die Frage, ob die Gesundheit des Menschen oder die „Gesundheit“ des Ökosystems im Vordergrund stehen soll. Bei der Beantwortung dieser Frage sollte man sich im klaren sein, daß die Erhaltung von Ökosystemen mit einer Vielfalt von Organismen eine wichtige Voraussetzung für das Wohlergehen des Menschen bildet.

Es ist mit Genugtuung festzustellen, daß die hier erläuterten Ideen und Konzepte – es ist vielleicht nicht genügend zum Ausdruck gekommen, wie viel wir den Anregungen von Baughman et al.^[5], Blumer^[7], Mackay^[9], Hapke^[6], Mill^[10] und Tinsley^[8] verdanken – mehr und mehr Fuß fassen. Sowohl bei der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung OECD^[3, 22] und bei der American Society of Testing Materials^[5] als auch bei der USA-Umweltschutzbehörde^[23] werden sie zumindest teilweise diskutiert. Alte und neue Chemikalien werden auch in Zukunft die Grundlage für die Aufrechterhaltung einer wünschenswerten Lebensqualität bilden. Bei der Verwendung und Weiterentwicklung müssen wir jedoch die ökolo-

gischen und gesundheitlichen Randbedingungen akzeptieren.

Eingegangen am 12. November 1982 [A 453]

- [1] F. Korte: *Ökologische Chemie*, Thieme, Stuttgart 1980.
- [2] W. Stumm, J. J. Morgan: *Aquatic Chemistry*, Wiley-Interscience, New York 1981.
- [3] OECD Guidelines for Testing of Chemicals, OECD, Paris 1981.
- [4] G. L. Baughman, L. A. Burns in O. Hutzinger: *Environmental Chemistry*, Vol. 2, Part A, Springer, Berlin 1980.
- [5] G. L. Baughman, R. Lassiter, *Am. Soc. Test. Materials STP 657*, Philadelphia 1978, S. 35.
- [6] H. J. Hapke, *Toxicol. Environ. Chem. 3* (1981) 227.
- [7] M. Blumer, *Angew. Chem. 87* (1975) 527; *Angew. Chem. Int. Ed. Engl. 14* (1975) 507.
- [8] I. J. Tinsley: *Chemical Concepts in Pollutant Behavior*, Wiley-Interscience, New York 1979.
- [9] D. Mackay, *Environ. Sci. Technol. 13* (1979) 1218; D. Mackay, S. Patterson, *ibid. 15* (1981) 1006.
- [10] T. Mill: *Structure Reactivity Correlations for Environmental Reactions*, U. S. Environ. Protection Agency Reports 560/11-79-012, Washington 1979.
- [11] O. Hutzinger, M. T. M. Tulp, V. Zitko in O. Hutzinger, L. H. van Lelyveld, B. C. J. Zoeterman: *Aquatic Pollutants*, Pergamon, Oxford 1977.
- [12] V. A. Filov, A. A. Gobulev, E. I. Liublina, N. A. Tolokonsev: *Quantitative Toxicology*, Wiley-Interscience, New York 1979.
- [13] R. M. Patrick, H. Hohn, J. H. Wallace, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA 59* (1954) 1.
- [14] F. Taub, *Int. J. Environ. Stud. 10* (1976) 23.
- [15] N. Tinbergen: *Signals for Survival*, Clarendon Press, Oxford 1970.
- [16] G. A. Jackson, J. J. Morgan, *Limnol. Oceanogr. 23* (1978) 268.
- [17] M. Burnett, C. C. Patterson in M. Branica, Z. Konrad: *Lead in the Marine Environment*, Pergamon, Oxford 1980.
- [18] W. Stumm, R. Kummert, L. Sigg, *Croat. Chim. Acta 53* (1980) 291.
- [19] R. P. Schwarzenbach, J. Westall, *Environ. Sci. Technol. 15* (1981) 1360.
- [20] E. Stefanou, W. Giger, *Environ. Sci. Technol. 16* (1982) 800.
- [21] C. T. Chiou, V. H. Freed, D. W. Schmedding, R. L. Kohnert, *Environ. Sci. Technol. 11* (1977) 475.
- [22] F. Schmidt-Bleek, *Toxicol. Environ. Chem. 3* (1981) 265.
- [23] J. H. Smith, R. W. Mabey, N. Bohonos, B. R. Holt, S. Lee, T. W. Chow, D. C. Bomberger, T. Mill: *Environmental Pathways of Selected Chemicals in Fresh Water Systems, Part I and II*, U. S. Environ. Protection Agency Reports 600/7-77-113, 600/7-78-074, Washington 1978.
- [24] N. L. Wolfe, *Chemosphere 9* (1980) 571.