

DIE ROLLE DER CHEMISCHEN ANALYTIK  
IM RAHMEN ÖKOLOGISCHER FRAGESTELLUNGEN

N.Matsché

1. BIOAKTIVITÄT UND UMWELTFAKTREREN

Die Wechselbeziehung zwischen Organismen und Umwelt wird neben physikalischen (Temperatur, Lichtintensität, Fließgeschwindigkeit,...) und biologischen Faktoren (Anwesenheit konkurrierender oder räuberischer Arten, Organismen, die als Nahrung dienen,...) Faktoren im wesentlichen durch chemische Faktoren bestimmt.

Ein Beispiel für den Einfluß eines chemischen Parameters auf die Bioaktivität von Organismen ist in Abbildung 1 dargestellt. Im Optimalbereich ruft eine Änderung der Konzentration nur eine geringe Änderung der Aktivität hervor. Bei Unter- oder Überschreitung des Optimums hingegen reagieren die Organismen auf eine Änderung des Umweltfaktors sehr empfindlich.

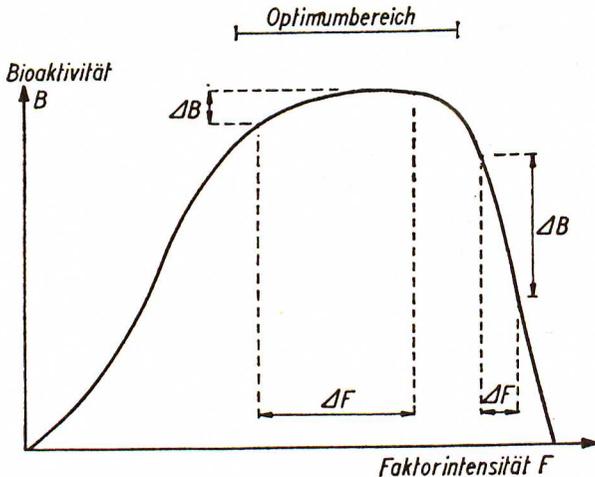


Abbildung 1: Die Bioaktivität B als Funktion F eines Umweltfaktors (UHLMANN 1988)

Diese Beziehung gilt für Faktoren, deren Wirkungsspektrum von limitierend über optimal bis zu einem hemmenden Bereich reicht. Manche Stoffe werden jedoch für den Stoffwechsel von Organismen in keiner Weise benötigt und stellen demnach generell einen Schadstoff dar, der in geringen Konzentrationen toleriert werden kann und bei zunehmender Konzentration steigende Schädigung verursacht.

Ein Beispiel für beide Wirkungsmuster stellen Schwermetalle dar, die teilweise essentiell sind und damit limitierend wirken können (Kupfer, Zink,...) oder nicht wachstumsfördernde Schwermetalle wie Hg, Pb und Cd, die nur in geringen Konzentrationen tolerierbar sind. Diese Zusammenhänge sind in Abbildung 2 dargestellt.

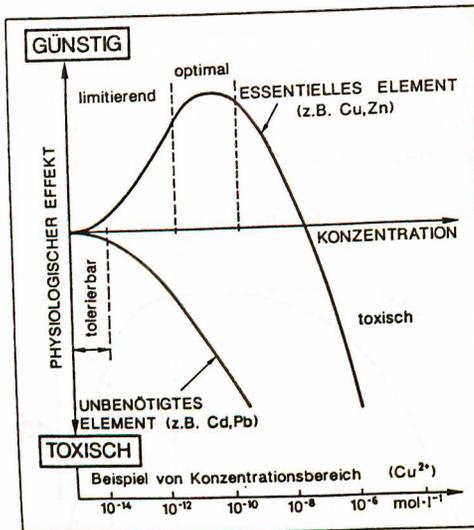


Abbildung 2: Beziehung zwischen Konzentration eines Elementes und seines physiologischen Effektes nach BACCINI in KUMMERT/STUMM 1988

Betrachtet man die Konzentrationen, bei denen diese Schwermetalle spezifische physiologische Wirkungen ausüben, so erkennt

man, daß für quantitative Betrachtungen in der Ökologie der analytischen Chemie eine entscheidende Bedeutung zukommt. Dies kann noch weiter verdeutlicht werden, wenn man die Faktoren bei der Bewertung von Umweltchemikalien betrachtet. In Abbildung 3 sind als Beispiel in einer dreidimensionalen Graphik die Einflußgrößen, mit denen das Verhalten und die Effekte von Schadstoffen (Metallen) in der Umwelt beschrieben werden können, dargestellt.

Bei der umweltbezogenen Interpretation ist die Bestimmung der Akkumulationsrate von Schadstoffen z.B. im Schlamm, Boden und in biologischen Matrices relativ einfach, da eine Anreicherung im allgemeinen mit einer erhöhten Konzentration verbunden ist. Dagegen bereitet die Abschätzung der chemischen Mobilität und biologischen Verfügbarkeit einer Substanz größere Schwierigkeiten, denn es ist sowohl die Kenntniss ihrer Spezies als auch der charakteristischen Milieubedingungen erforderlich.

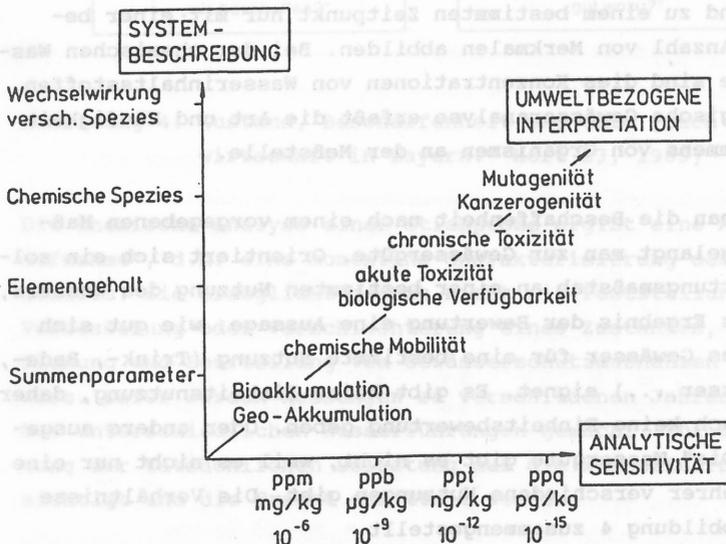


Abbildung 3: Faktoren bei der Bewertung von Umweltchemikalien  
(nach FÖRSTNER 1990)

Es sind jedoch nicht nur Umweltchemikalien, die die Ökologie beeinflussen sondern auch eine Fülle von natürlichen und anthropogen verursachten Faktoren, die Auswirkungen auf die Beschaffenheit von naturnahen Ökosystemen, wie sie die natürlichen Gewässer darstellen, sowie auf die Beschaffenheit von künstlichen Ökosystemen, wie sie z.B. bei der Abwasserreinigung eingesetzt werden, haben.

Zunächst sollen die Verhältnisse hinsichtlich der naturnahen Systeme betrachtet werden. Anschließend wird versucht, die Ökologie von Systemen der biologischen Abwasserreinigung unter dem Einfluß chemischer Parameter darzustellen.

## 2. NATÜRLICHE ÖKOSYSTEME - GEWÄSSER

Unter dem Gewässerzustand wird die Gesamtheit aller Eigenschaften eines Gewässers verstanden. Bei der Untersuchung des Gewässerzustandes kann man feststellen, daß sich die Vielfalt der Natur der totalen meßtechnischen Erfassung entzieht. Man kann den Zustand zu einem bestimmten Zeitpunkt nur mit einer begrenzten Anzahl von Merkmalen abbilden. Bei der chemischen Wasseranalyse sind dies Konzentrationen von Wasserinhaltsstoffen. Die biologische Gewässeranalyse erfaßt die Art und Häufigkeit des Vorkommens von Organismen an der Meßstelle.

Bewertet man die Beschaffenheit nach einem vorgegebenen Maßstab, so gelangt man zur Gewässergüte. Orientiert sich ein solcher Bewertungsmaßstab an einer bestimmten Nutzung des Wassers, so ist das Ergebnis der Bewertung eine Aussage, wie gut sich ein solches Gewässer für eine bestimmte Nutzung (Trink-, Bade-, Fischgewässer,...) eignet. Es gibt keine Einheitsnutzung, daher kann es auch keine Einheitsbewertung geben. Oder anders ausgedrückt: "Die" Wassergüte gibt es nicht, weil es nicht nur eine sondern mehrerer verschiedene Nutzungen gibt. Die Verhältnisse sind in Abbildung 4 zusammengestellt.

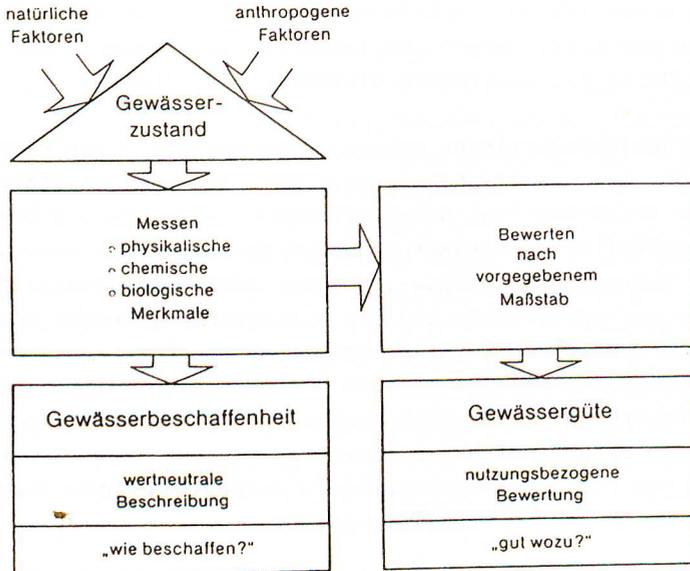


Abbildung 4: Zustand, Beschaffenheit und Güte (nach "Wasserwirtschaft in Bayern." Heft 23, 1989)

Die chemische Analyse einer Stichprobe ergibt eine Art "Momentaufnahme", d.h. eine momentane Charakterisierung des Wasserzustandes. Sie ermöglicht jedoch nicht die Feststellung einer Verbesserung oder Verschlechterung eines Zustandes, was für die Planung und Beurteilung von Gewässerschutzmaßnahmen notwendig wäre. Dafür werden Messungen zu verschiedenen Jahreszeiten und bei unterschiedlichen Wasserführungen gemacht. Für die Schätzung der tatsächlichen Belastung muß die Wasserführung berücksichtigt und die Fracht ermittelt werden.

Die chemisch/physikalische Untersuchung ist eine auf Wasserinhaltsstoffe bezogene Untersuchung, bei der die tatsächlich vorherrschende Art und Größe der Belastung eines Gewässers auf-

grund von signifikanten Parametern festgestellt werden. Aus dem Verhältnis der verschiedenen Parameter zueinander kann vielfach bereits die Herkunft einer Verunreinigung nachgewiesen werden. Außerdem ermöglicht die chemisch/physikalische Untersuchung die Kontrolle der Auswirkungen von industriellen Einleitungen in Gewässer durch die Bestimmung einzelner Schadstoffe.

Die chemisch/physikalische Untersuchung entlang eines Vorfluters gibt auch wesentliche Hinweise über den Sauerstoffhaushalt, die Belastung, das Nährstoffangebot u.a.. Da die chemisch/physikalischen Parameter jedoch kurzfristigen und auch größeren Schwankungen (Tages-, Wochen- oder jahreszeitliche Schwankungen) unterliegen als die biologischen, können die Ergebnisse der chemisch/physikalischen Untersuchung als Einzelwerte jeweils nur Momentaufnahmen der Belastung darstellen, sodaß eine entsprechende Probenentnahmefrequenz erforderlich ist, um den Gesamtzustand zu charakterisieren. Eine Zusammenstellung von chemischen Parametern hinsichtlich ihrer Zuordnung zu Güteklassen ist in Tabelle 1 gegeben.

Tabelle 1: Chemische Analysenwerte und Güteklassen  
(nach SAMPL 1983)

Güteklassen:	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
BSB <sub>5</sub> (mg/l)	2,5		5		10		50
O <sub>2</sub> (mg/l)	6		4		2		0,1
DOC (mg/l) $\bar{c}$	< 1,5	2,5	3,5	4,5	6,0	8,0	8,0
$c_{max}$	< 3,0	4,0	5,5	7,0	8,5	11,0	11,0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l) $\bar{c}$	< 0,1	0,3	0,8	1,3	2,0	4,0	4,0
$c_{max}$	< 0,3	0,7	1,5	2,5	4,0	7,5	7,5
O <sub>2</sub> (%) $\bar{c}$	15	20	25	30	40	50	> 50
$c_{max}$	25	40	60	70	80	90	> 90
CSB (mg/l)	1-2	4	8-9	11-18	20- 65	80-200	
KMnO <sub>4</sub> (mg/l)	3-5		10-35		50-100		> 100

Diese Parameter wurden aus folgenden Gesichtspunkten für die Beurteilung der chemisch/physikalischen Gewässergüte herangezogen:

**Sauerstoffgehalt:** Sauerstoffverbrauch durch den Abbau organischer Substanzen, Nitrifikation, Oxidation von Schwefelverbindungen, Sauerstoffzehrung des Bodenschlammes; Sauerstoffeintrag durch physikalischen Oberflächeneintrag und biogene Sauerstoffproduktion

**Organische Kohlenstoffverbindungen:** Diese bestimmen unmittelbarsten die Zusammensetzung der Gewässerbiozöten. Biochemisch leicht verwertbare organische Verbindungen werden als  $BSB_5$  bzw.  $BSB_2$  ermittelt. Hingegen erfaßt der DOC die gesamten gelösten organischen Verbindungen, also auch die biochemisch schwer verwertbare Kohlenstofffraktion. Ein ähnlicher Summenparameter ist auch der CSB eines Gewässers, der die Menge der im Wasser enthaltenen oxidierbaren Stoffe festlegt.

**Ammonium:**  $NH_4$  ist ein hervorragender Indikator für die Verunreinigung durch häusliches Abwasser. Sein Auftreten in erhöhten Konzentrationen deutet gleichzeitig auf eine wesentliche Beeinflussung des Sauerstoffhaushaltes hin. Darüberhinaus stellt er in Abhängigkeit vom pH-Wert eine toxische Substanz für viele Organismen dar.

Für den Phosphoreintrag in Oberflächengewässer sind neben den punktförmigen Abwassereinleitungen (Abwasser) noch die diffusen Phosphoreinträge (Auswaschungen, Abschwemmungen, Erosion, Niederschlag) verantwortlich. Ein direkter Zusammenhang mit der Gewässergüte besteht nicht. Dies konnte auch bei Untersuchungen in Baden-Württemberg bestätigt werden. Dort wurde versucht, eine korrelative Beziehung zwischen Konzentrationen von Wasserinhaltsstoffen und biologisch ermittelten Belastungsstufen (I-V) herzustellen. Durch eine statistische Auswertung von chemischen Stichprobenuntersuchungen und limnologisch-biologischen Merkmalen konnten Verteilungskurven erhalten werden. In diesen

Verteilungskurven wird die Unterschreitungshäufigkeit in Prozent gegen die Konzentration der Inhaltsstoffe im logarithmischen Maßstab aufgetragen. Der Schwankungsbereich der chemischen Konzentrationen in einer Belastungsstufe um einen Medianwert ist sehr beträchtlich. Dies ist ein Ausdruck für die bekannte Tatsache, daß an fast jeder Untersuchungsstelle im Gewässer Konzentrationsschwankungen chemischer Inhaltsstoffe in beträchtlichem Ausmaß vorkommen. Aus den Verteilungskurven läßt sich ablesen, mit welchen Konzentrationen bei einer bestimmten Wahrscheinlichkeit in den einzelnen Belastungsstufen gerechnet werden muß.

Beispielhaft sind solche Verteilungskurven für die Parameter  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{PO}_4\text{-P}$  in der Abbildung 5 dargestellt

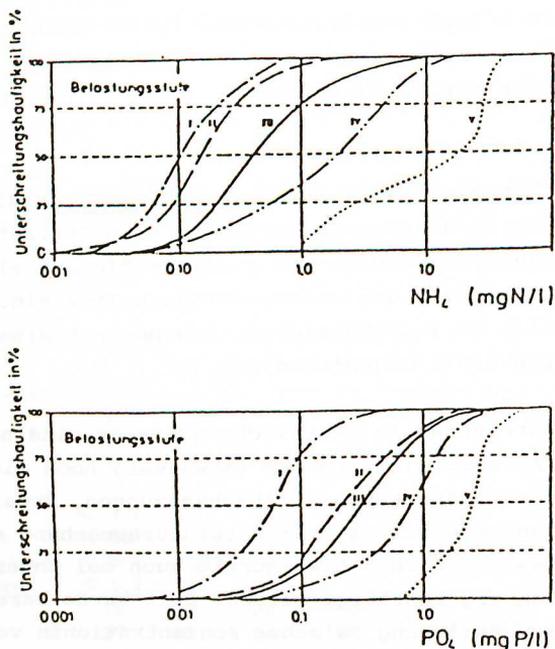


Abbildung 5: Häufigkeitsverteilung von  $\text{NH}_4$  und  $\text{PO}_4$  in verschiedenen Belastungsstufen (Baden-Württemberg)

Die Beobachtungen zeigen, daß Rückschlüsse aus dem biologischen Zustandsbild auf chemische Konzentrationsverhältnisse im Wasser nicht schematisch gezogen werden können. Vielmehr müssen chemische Paralleluntersuchungen jedesmal erneut durchgeführt werden, wenn biologische Untersuchungen erfolgen. Die statistisch ermittelten Korrelationen gelten nur für einen Zeitraum, in dem die Situation hinsichtlich der Menge und Art des Abwassereintrages und der ökologischen Folgen einigermaßen stabil und gleichbleibend ist.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse jedoch, daß eine Kombination von Stichprobenuntersuchungen aus chemischer Analyse und limnologischer Bestandsaufnahme brauchbare Aussagen über den Zustand eines Gewässers erlauben.

In Bayern wird ein "chemischer Index" CI als Maß für die allgemeine Wassergüte verwendet und stellt eine dimensionslose Zahl zwischen 0 und 100 mit 0 für die beste und 100 für die schlechteste Gewässergüte dar. Im chemischen Index sind 8 Kenngrößen der Wasserbeschaffenheit ( $O_2$ , T, pH, LF, BSB<sub>5</sub>,  $NH_4$ -N,  $NO_3$ , o- $PO_4$ -P) mit unterschiedlicher Wertung verknüpft. Es werden damit solche Wasserinhaltsstoffe und physikalische Eigenschaften des Wassers bewertet, die auch beim saubersten natürlichen Gewässer anzutreffen sind. Einen Überblick über die Transformationsfunktionen für den chemischen Index sowie für die Gewichtung der einzelnen Parameter gibt Tabelle 2 und Abbildung 6.

Tabelle 2: Parameter des chemischen Index und deren Gewichtung

Parameter	Einheit	Wichtung
1. Sauerstoffsättigung	%	0,20
2. BSB <sub>5</sub>	mg/l	0,20
3. Wassertemperatur	°C	0,08
4. Ammonium $NH_4^+$	mg/l	0,15
5. Nitrat $NO_3^-$	mg/l	0,10
6. Ortho-Phosphat o- $PO_4$	mg/l	0,10
7. pH		0,10
8. Elektr. Leitfähigkeit	$\mu S/cm$	0,07
n = 8		= 1,00

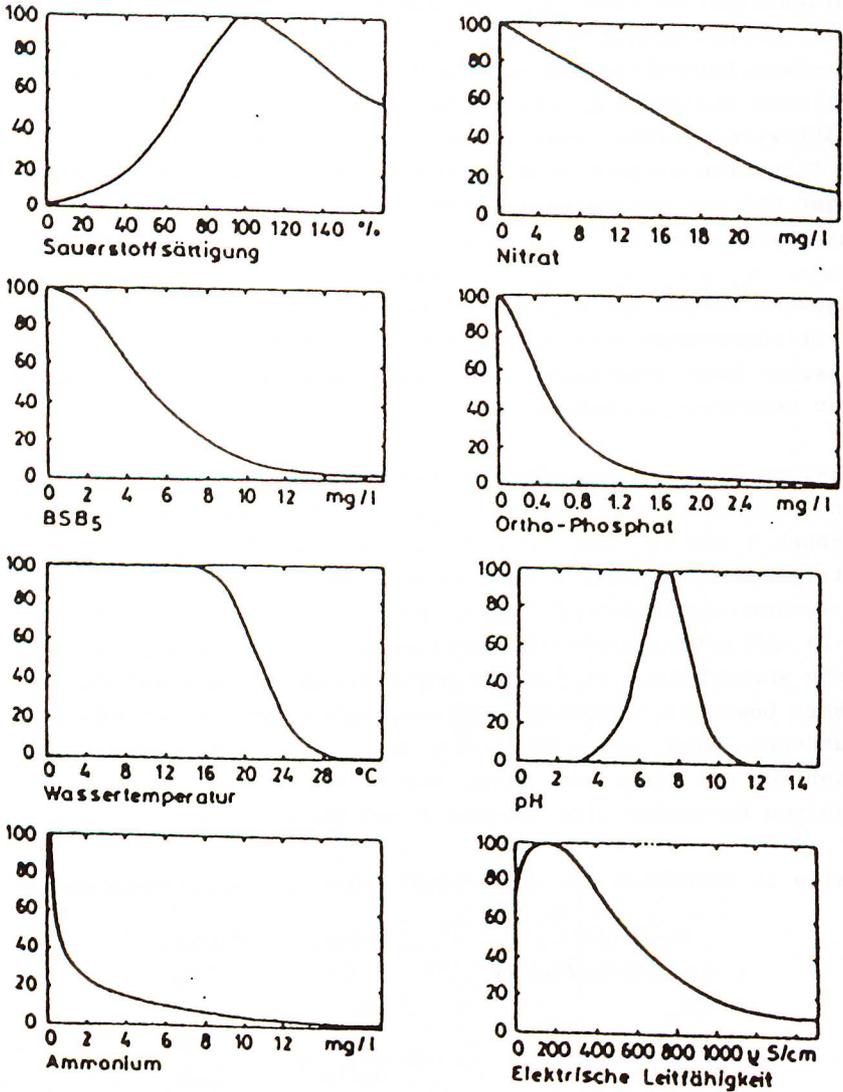


Abbildung 6: Transformationsfunktionen für die Kenngrößen des chemischen Index (nach WARG 1989)

In Abbildung 7 ist der zeitliche Verlauf des chemischen Index für eine Meßstelle am Main dargestellt. Man erkennt deutlich die zunehmende Verschlechterung der Wasserqualität in den späten 60er Jahren und die seit Ende der 70er Jahre zunehmende Verbesserung, sodaß zur Zeit im Mittel Gewässergüte II beobachtet werden kann.

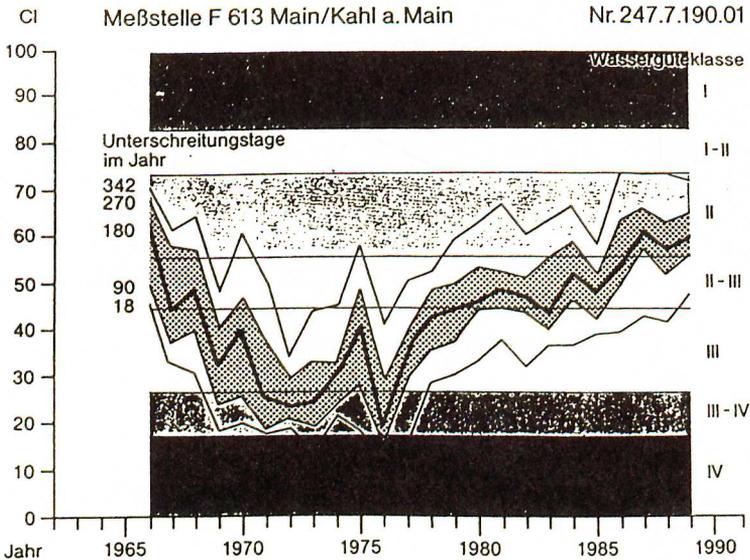


Abbildung 7: Zeitlicher Verlauf des chemischen Index für die Meßstelle Kahl am Main (aus Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1989)

Eine ähnliche Tendenz in der Verbesserung der Wasserqualität konnte auch für die Donau im Raume Altenwörth festgestellt werden.

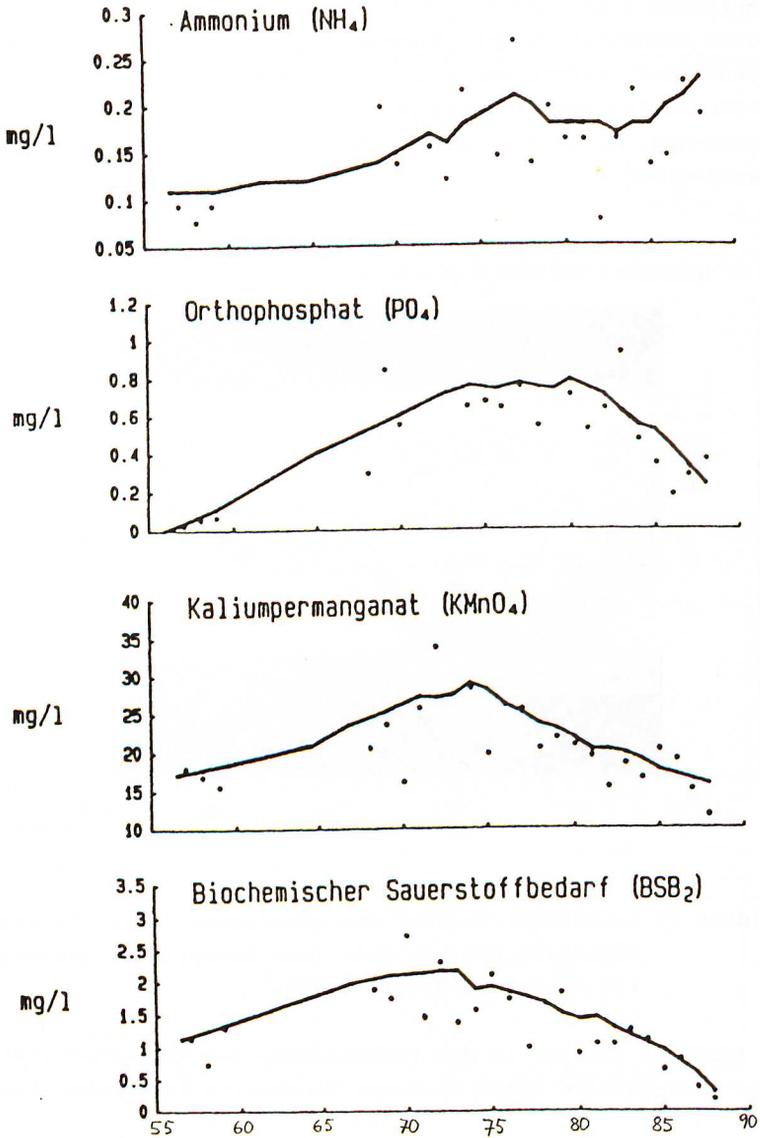


Abbildung 8: Zeitlicher Verlauf verschiedener chemischer Parameter für die Donau bei Altenwörth (nach PETTO et. al. 1991)

Ein weiterer wichtiger Aspekt der chemischen Analytik im Zusammenhang mit der Gewässerökologie ist die **Anreicherung von Schadstoffen** in der Nahrungskette. Die Tendenz zur Akkumulation ist beim aquatischen Ökosystem viel größer als beim terrestrischen, weil in den Gewässern die Primärproduzenten (Phytoplankton) zu einem größeren Teil durch Konsumenten (Zooplankton, Fische,...) verzehrt werden als an Land, wo der größte Teil durch Mikroorganismen mineralisiert wird.

Die Tendenz einer Substanz zur Akkumulation ist oft proportional zur Lipophilie und kann durch den Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten charakterisiert werden: Je lipophiler die Substanz ist, desto größer ist ihre Tendenz, sich in Fettgeweben und Lipiden anzureichern. Als Beispiel für eine Anreicherung in der Nahrungskette soll die Zunahme von PCB (Polychlorierte Biphenyle) ausgehend von der Konzentration im Meerwasser (Nordsee) dargestellt werden:

Tabelle 3: PCB in der Nahrungskette im Bereich Nordsee (Bezogen auf den Fettgehalt von Organismen; nach ERNST 1978)

	ppm (mg/kg) PCB
Meerwasser .....	0,0000011—0,0000031
Sediment .....	0,005—0,16
Phytoplankton .....	8,4
Zooplankton .....	10,3
Invertebraten .....	4,6—11
Fische .....	0,8—37
Meeressäuger .....	160
Seevögel (geschossene Exemplare) .....	110
	(berechnet aus Lebergehalten)

Durch die **Remobilisierung von Schadstoffen** können partikulär festgelegte Verbindungen wieder in den Nahrungskreislauf eingebracht werden. Dies betrifft vor allem Schwermetalle im Zusammenhang mit starken Komplexbildnern. Eine Remobilisierung von Schwermetallen aus Sedimenten kann für das aquatische Ökosystem wie für die Trinkwasserversorgung gleichermaßen schädlich sein.

Aus Fällungsprodukten tritt eine Remobilisierung vor allem dann ein, wenn der pH-Wert des Milieus unter 7 absinkt. Kurzfristige Remobilisierungen können durch Aufwirbelung von Sedimenten auftreten. So wurde im Neckar bei Hochwasser zehnfach höhere Schwermetallkonzentrationen als bei normalem Abfluß gemessen (FÖRSTNER 1990). Außerdem können schwermetallhaltige Flußsedimente bei Hochwasser auf landwirtschaftliche Nutzflächen und auf Wasserschutzgebiete geschwemmt werden. Die Remobilisierung im eigentlichen Sinne wird vor allem durch synthetische Komplexbildner wie z.B. NTA und EDTA verursacht. Diese stellen daher insbesondere für die Trinkwassergewinnung potentielle Einflußfaktoren dar.

### 3. ÖKOLOGIE UND ABWASSERREINIGUNG

Bei der biologischen Abwasserreinigung kommen vorwiegend Mikroorganismen zum Einsatz, die abbaubare Abwasserbestandteile umsetzen. Für einen optimalen Betrieb solcher biologischen Anlagen müssen die Mikroorganismen beim Belebungsverfahren ausreichend gute Absetzeigenschaften aufweisen, um im System gehalten werden zu können. Das Absetzverhalten von Belebtschlammflocken wird häufig durch Fadenbakterien nachträglich beeinflußt (man spricht von Blähschlamm), wobei die Ausbildung solcher Schlämme durch ungünstige Abwasserzusammensetzung gefördert werden kann. In diesem Zusammenhang ist vor allem Nährstoffmangel (Mangel von Stickstoff und Phosphor) ein auslösender Faktor für die Blähschlamm-Bildung. In solchen Fällen kann durch die Zugabe von geeigneten Chemikalien durch Einstellung eines Mindestnährstoffverhältnisses  $BSB_5:N:P=100:5:1$  eine Verbesserung erzielt werden.

Ein in letzter Zeit zunehmendes Betriebsproblem stellt die Ausbildung von stabilen Schäumen auf Belebungs- und Nachklärbecken dar, deren Ursache ebenfalls auf massenhaftes Auftreten bestimmter Fadenorganismen (*Nocardia*, *Microthrix parvicella* u.a.) zurückgeführt werden kann. Diese Organismen werden ihrerseits wieder durch eine spezifische Abwasserzusammensetzung begünstigt. Solche Verhältnisse liegen insbesondere in Abwässern mit erhöhtem Fett- und/oder Tensidgehalt vor. In beiden Fällen spielt die chemische Analytik eine ausschlaggebende Rolle bei der Eingrenzung der möglichen Verursacher.

Allerdings ist im Falle der Fett- und Tensidanalytik auch die Frage der Rolle der Metaboliten in Betracht zu ziehen. Dies konnte im Zusammenhang mit der Bekämpfung eines konkreten Schwimmschlammereignisses auf einer kommunalen Kläranlage mit hohem Industrieabwasseranteil (Tierfutterherstellung) gezeigt werden. Durch die Zugabe von Enzympräparaten zur Fettspaltung wurde die Population von *Nocardia* als hauptsächlichem Schwimmschlammverursacher dahingehend verändert, daß durch die vermehrt auftretenden Fettsäuren eine Verschiebung der Population zu *Microthrix p.* beobachtet wurde. Für den Betrieb ergaben sich dadurch keine Verbesserungen, da die Schaumbildung durch diese Populationsverschiebung kaum beeinträchtigt wurde.

Ein durch die erhöhten Anforderungen bezüglich der Stickstoffentfernung in letzter Zeit vermehrt beobachtetes Phänomen ist die Hemmung der Nitrifikation durch unterschiedliche Abwasserinhaltsstoffe. Obwohl eine Reihe solcher Hemmstoffe bekannt sind, ist die analytische Erfassung von Einzelsubstanzen in diesem Fall meist nicht zielführend. Als brauchbarer erwies sich hier die Erfassung der spezifischen Wirkung über die Hemmung des Sauerstoffverbrauches der nitrifizierenden Bakterien, wie im Zuge dieses Seminars noch gezeigt wird (MOSER 1992, SCHWEIGHOFER 1992). Substanzen, die eine Hemmung verursachen, können spezifische organische Verbindungen wie z.B. ATH oder Chlorpyridin, die zur Hemmung der Nitrifikation bei der BSB-Bestimmung gezielt eingesetzt werden, bzw. auch Substrat und Zwischenprodukte der mikrobiellen Stickstoffoxidation sein.

Hier liegen langjährige Erfahrungen mit der Hemmung der Nitrifikation in Gegenwart hoher Ammonium- bzw. Nitritkonzentrationen bei konzentrierten Abwässern vor (ANTHONISEN 1976).

Über die Hemmung der Nitrifikation hinausgehend kann es durch toxische Abwasserinhaltsstoffe auch zur Hemmung heterotropher Organismen und damit zur Verminderung der Reinigungsleistung biologischer Anlagen kommen. Auch hier ist häufig mit reiner Einzelstoffanalyse keine Problemlösung möglich und es muß auf die Erfassung der Wirkung (z.B. Hemmung des Sauerstoffverbrauches) zurückgegriffen werden.

Bei den Wasch- und Reinigungsmitteln ist in den letzten Jahren eine sehr lebhaft entwickelte Entwicklung bei der Formulierung bestimmter Produktzubereitungen eingetreten. Ein Schwerpunkt war die Einführung phosphatfreier Textilwaschmittel und der derzeit zu beobachtende Übergang zu Kompaktwaschmitteln. Durch den weitgehenden Verzicht auf nicht waschwirksame Inhaltsstoffe (Natriumsulfat), nehmen bei diesen die erforderlichen Dosiermengen ab. Auch der Einsatz von Flüssigwaschmitteln hat in letzter Zeit deutlich zugenommen. In diesen ist besonders der sehr hohe Tensid- und Seifenanteil zu erwähnen, der letztendlich zu einer Mehrbelastung der Kläranlagen geführt hat. Neue Entwicklungen bei den Flüssigwaschmitteln haben anstelle von Seife Enthärter auf Basis Na-Al-Silikat oder Polydarboxylat und einen reduzierten Tensidanteil.

Generell kann zum ökologischen Verhalten von Wasch- und Reinigungsmitteln gesagt werden, daß mit den steigenden Anforderungen an die Reinigungsleistung kommunaler Kläranlagen mit der Auflage der Stickstoff- und Phosphorentfernung auch eine verbesserte Elimination von Waschmittelinhaltsstoffen erreicht wurde. Es wird deshalb erforderlich, die derzeit verwendeten Testverfahren zur Feststellung des Abbauverhaltens dieser Stoffe (OECD,...), die auf der Technik der Abwasserreinigung der 60er Jahre beruhen, den derzeitigen Verhältnissen anzupassen. Erste Ergebnisse mit einem modifizierten Abbautest mit Nitrifikation zeigen, daß vor allem die bisherigen Daten über den er-

zielbaren Gesamtabbaugrad (CSB, TOC) erheblich nach oben korrigiert werden müssen. Es ergibt sich, daß z.B. LAS bei einem derartigen Test zu mehr als 90% Totalabbau zeigt. Eine baldige Normierung von Testmethoden, die der derzeitigen Kläranlagenpraxis angepaßt sind, erscheint deshalb dringend erforderlich (HUBER 1990).

Grundsätzliche Fragen der biologischen Abbaubarkeit können mit Hilfe der von Monod beschriebenen Gesetzmäßigkeit des Zusammenhangs der Wachstumsrate von Mikroorganismen mit der Substratkonzentration erklärt werden. Die Wachstumsrate entspricht dem reziproken Schlammalter und ist daher ein Parameter der unmittelbar mit dem Betrieb einer Belebungsanlage gekoppelt ist. Um eine geringe Restkonzentration schwer abbaubarer Stoffe im Ablauf zu erreichen, muß mit einer niedrigen Wachstumsrate bzw. mit einem hohen Schlammalter gearbeitet werden. Diesen Anforderungen ist durch die neuen Dimensionierungsvorschriften (ATV A 131) weitgehend Rechnung getragen worden.

Da in einer Belebungsanlage nur solche Stoffe abgebaut werden können, für deren Abbau die maximale Wachstumsrate größer ist als die mittlere Wachstumsrate des belebten Schlammes, werden erfahrungsgemäß schwer abbaubarer Stoffe nur in Anlagen mit hohem Schlammalter abgebaut. Mit steigendem Schlammalter nimmt die Anzahl der Substanzen, die abgebaut werden können, zu. So entscheidet das gewählte Schlammalter, ob Ammonium nitrifiziert wird oder nicht oder ob der Phosphatersatzstoff NTA in Waschmitteln abgebaut wird oder nicht.

Es muß jedoch darauf hingewiesen werden, daß die Ablaufkonzentration durch das jeweilige Schlammalter festgelegt ist und nicht beliebig klein werden kann. Dieser Zusammenhang ist in Abbildung 8 dargestellt.

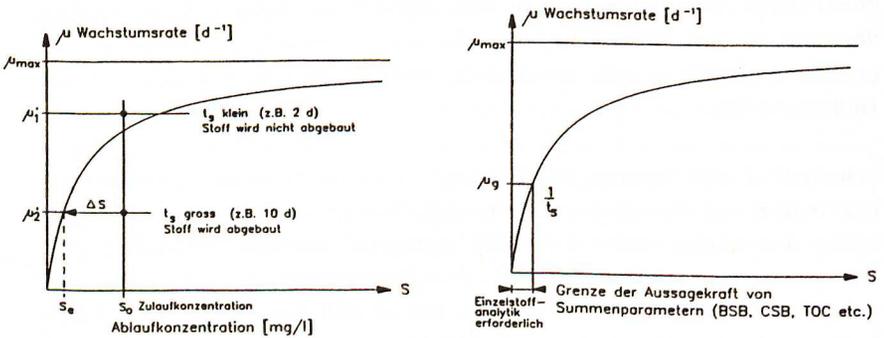


Abbildung 8: Abbauverhalten bei unterschiedlichem Schlammalter  
(nach KROISS 1988)

#### 4. SCHLUßFOLGERUNGEN

Um das Verhalten und die Auswirkungen von Chemikalien in der Umwelt verstehen zu können, ist es notwendig, die komplexe Umwelt analytisch zu erfassen und zu beschreiben. Eine solche Beschreibung stellt notwendigerweise extreme Anforderungen an die analytische Chemie, die in den letzten Jahren enorme Fortschritte gemacht hat. Einzelne Verbindungen können im Wasser bis unter Konzentrationen von 0,1 ng bestimmt werden. Für wesentliche Parameter wurden darüber hinaus Routinemethoden (Testkits) sowie kontinuierliche Bestimmungsmöglichkeiten entwickelt, die in der Praxis große Verbreitung gefunden haben und für betriebliche Messungen auf Kläranlagen große Bedeutung erlangt haben.

Die biologische Schädwirkung von Umweltchemikalien entzieht sich jedoch zufolge ihrer komplexen Wirkungsweise der unbekanntem Wirkstoffe und der extrem niedrigen Wirkkonzentrationen dem direkten analytischen Nachweis. In diesem Bereich können toxikologische Untersuchungen wertvolle Ergänzungen zur chemischen Analytik darstellen. Darüberhinaus wird der Zustand eines Was-

sers nicht nur von einzelnen chemischen Verbindungen sondern von der Gesamtheit der organischen und anorganischen Substanzen, die zum Teil auch als Makromoleküle und suspendierte Feststoffe vorliegen, mitgeprägt. Durch solche Stoffe können gelöste Wasserinhaltsstoffe je nach Konzentration adsorbiert, maskiert oder immobilisiert werden und damit in ihren Auswirkungen auf die Ökologie verändert werden.

Die Aussage der chemischen Analyse bezüglich der Konzentration eines Schadstoffes ist hinsichtlich seiner Schädlichkeit nicht unmittelbar bewertbar. Vielmehr müssen auch Fragestellungen hinsichtlich der akuten und chronischen Wirkung untersucht werden und Aussagen über das Adsorptions- bzw. Abbauverhalten getroffen werden.

#### LITERATUR

ANTHONISEN A.C. et al.: Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid. Journal WPCF 24, 835-852 (1976)

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: Flüsse und Seen in Bayern. Schriftenreihe Wasserwirtschaft in Bayern, Heft 23 (1989)

ERNST, W: Die Verschmutzung der Nordsee durch persistent Pesticide, PCB und Erdölkohlenwasserstoffe. Gutachten im Auftrag der SRU (Umweltgutachten Deutscher Bundestag 1978)

FÖRSTNER U.: Umweltschutztechnik. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York (1990)

HUBER, L.: Umweltverträglichkeit von Wasch- und Reinigungsmitteln. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (Herausgeber). Oldenbourg München Wien (1990)

KROISS, H.: Abwasserreinigung und Gewässerschutz. Antrittsvorlesung TU Wien, November 1988

KUMMERT, R., STUMM W.: Gewässer als Ökosystem. Grundlagen des Gewässerschutzes. VDF-Verlag Zürich (1988)

- Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten,  
Baden-Württemberg: Der Gütezustand der Gewässer in Baden-  
Württemberg, Wasserwirtschaftsverwaltung, Heft 14
- MOSER, D.: Probleme bei den Summenparametern BSB<sub>5</sub>, CSB, TOC.  
Wiener Mitteilungen Bd. 108, (1992)
- PETTO et al.: Güte des Wassers der Donau im Bereich der Stau-  
stufe Altenwörth, ÖWW (1991)
- SAMPL, H.: Allgemeine Kriterien für die Erfassung und die Beur-  
teilung des Gewässergütezustandes. Kärntner Gewässergüteat-  
las, Amt der Kärntner Landesregierung, Klagenfurt (1983)
- SCHWEIGHOFER, P.: Nitrifikationshemmstoffe. Wiener Mitteilungen  
Bd. 108, (1992)
- UHLMANN, D.: Hydrobiologie. Dritte Auflage. G.Fischer Verlag,  
Stuttgart New York (1988)
- WARG, G.: Zuordnung von Ammonium und Ammoniak zu Wassergütek-  
lassen. Aktuelle Probleme des Gewässerschutzes, Bayerische  
Landesanstalt für Wasserforschung (Herausgeber) Oldenburg,  
München Wien (1989)

Doz.Dipl.Ing.Dr. N. Matsché  
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft  
Technische Universität Wien  
Karlsplatz 13  
A-1040 WIEN