

# FID Biodiversitätsforschung

## Bioindikatoren

Ergebnisse des Symposiums: Tiere als Indikatoren für Umweltbelastungen  
8. bis 11. März 1981 in Köln

Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren

**Kohler, Alexander**

**1982**

---

Digitalisiert durch die *Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main* im Rahmen des DFG-geförderten Projekts *FID Biodiversitätsforschung (BIOfid)*

---

### Weitere Informationen

Nähere Informationen zu diesem Werk finden Sie im:

*Suchportal der Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main.*

Bitte benutzen Sie beim Zitieren des vorliegenden Digitalisats den folgenden persistenten Identifikator:

[urn:nbn:de:hebis:30:4-172777](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:hebis:30:4-172777)

## Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren

Alexander Kohler

### Abstract

Macrophytic water plants and their communities can be used as very sensitive indicators for the quality of the environment. Comparisons of the flora and vegetation of water zones polluted by nutrients of varying degrees show in many cases characteristic ecological groups which can help to enable a classification of pollution limits for the water.

In chalky fen streams the oligotrophic communities of *Potamogeton coloratus* and *Chara hispida* at an average ammonium concentration of more than 0,1 mg  $\text{NH}_4^+$  /l are replaced by the new species group of *Ranunculus fluitans* and *Callitriche obtusangula*. In oligotrophic lakes with hard water, the characteristic vegetation of *Chara* species disappears at a pollution level over 0,02 mg P/l of water. With increasing pollution eutraphentic communities result, when waters are overloaded with nutrients, however, water plants die and the water supports no plant life. Several years later the mapping of the macrophytic vegetation showed that after water pollution has been decreased the recolonisation of water plants cannot keep up with the better waterquality. Thus there is a limitation to the use of macrophytic communities as pollution indicators.

By means of several years experimenting with the transplantation of oligotraphentic species into eutrophic river zones and of eutraphentic species into oligotrophic river zones, it could be shown by using the example of the river Moosach, that the distribution of macrophytes in running waters, also in the autecological sense, is indeed an expression of the different eutrophication of the stream.

Besides this macrophytic water plants can be used as very sensitive testorganisms in the laboratory to show the effects of individual toxic substances. The criteria of damages is the rate of photosynthesis. Water plants have proved to be the most sensitive testorganisms for detergents of all as yet known organism groups. With soft water plants it could be proved through laboratory tests that individual species are stimulated or damaged by different phosphate concentrations. Furthermore the tested macrophytes proved to be variously resistant to chloride pollution. Tests on the heavy metal resistance of water plants showed that already the existing concentration of copper, zinc and cadmium in some waters is enough to damage or even destroy water plants.

### 1. Einleitung

So wie man Pflanzen terrestrischer Ökosysteme als Bioindikatoren verwendet, so werden auch makrophytische Wasserpflanzen (Gefäßpflanzen, Wassermoose und Armleuchteralgen) in dreierlei Weise als Belastungsindikatoren herangezogen, und zwar

- als Zeigerorganismen, wobei man Einzelarten, Artengruppen und -gemeinschaften als Indikatoren bestimmter Belastungszustände benutzen kann,
- ferner als Monitororganismen, in dem Reaktions- und Akkumulationsverhalten von Pflanzen des Ökosystems untersucht oder standardisierte Pflanzen in das Gewässer eingebracht werden,
- als Testorganismen, hauptsächlich für ökotoxikologische Tests unter Laborbedingungen.

Ich möchte aus allen drei Bereichen Beispiele anführen, wobei die Untersuchungen unserer Arbeitsgruppe im Vordergrund stehen sollen.

Anhand der vorzutragenden Ergebnisse soll versucht werden, nicht nur die Möglichkeiten der Bioindikation mit Hilfe von submersen Makrophyten, sondern auch die Grenzen ihrer Aussagekraft kritisch zu beleuchten.

### 2. Limnische Makrophyten und ihre Gemeinschaften als Belastungsindikatoren

Bei der Behandlung von Bioindikator-Arten und ihren Gemeinschaften soll in erster Linie die Eutrophierung ursprünglich oligotropher Gewässer und die Wirkung von Nährstoffeinträgen auf die Vegetation der Gewässer beachtet werden. Bei solchen Untersuchungen erscheint es mir wichtig, daß man als Bezugsbasis auch annähernd natürliche, unbelastete Gewässer und ihre Vegetation mit in die Betrachtung einbezieht.

Als erstes Beispiel sei ein kalkreiches Niedermoor-Fließgewässersystem, nämlich die Moosach, ein rechter Nebenfluß der mittleren Isar in der Münchener Ebene gezeigt, ein Fluß, der seit etwa zehn Jahren Gegenstand eingehender Untersuchungen zur Bioindikation von Makrophyten ist (GLÄNZER, HABER & KOHLER 1977, HABER & KOHLER 1972, KOHLER, VOLLRATH & BEISL 1971, KOHLER, ZELTNER & BUSSE 1972, KOHLER, WÖNNEBERGER &

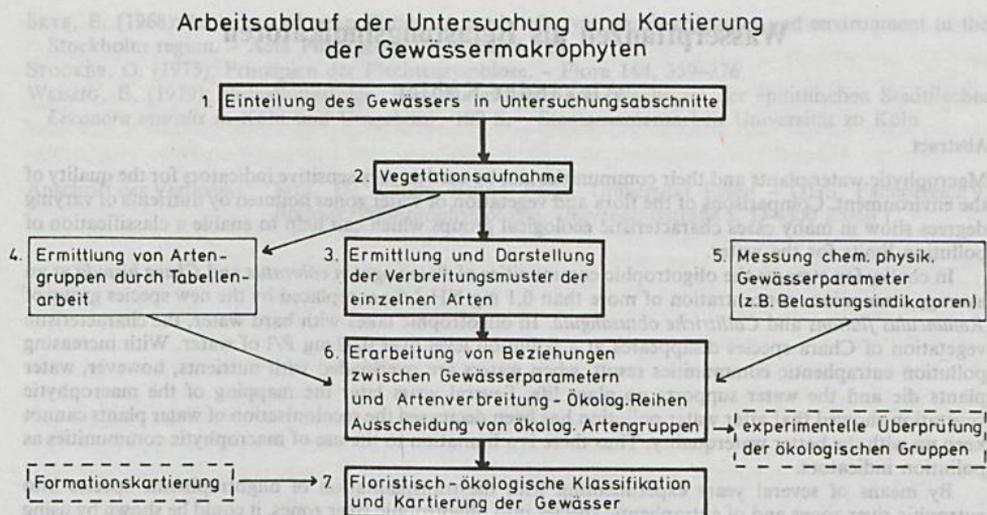


Abbildung 1. Arbeitsablauf der Untersuchung und Kartierung der Gewässermakrophyten.

ZELTNER 1973, KOHLER & ZELTNER 1981). Es handelt sich um ein Fließgewässer, das in den verschiedenen Flußabschnitten in sehr unterschiedlichem Maße mit eutrophierenden (häuslichen und landwirtschaftlichen) Abwässern belastet ist und alle Übergänge von ursprünglichen, oligotrophen bis stärker eutrophierten Bereichen aufzuweisen hat.

Wir verwenden für die Erfassung von Indikatorarten und Artengemeinschaften ein Untersuchungsschema, in dem die Kartierung der einzelnen Pflanzensippen und die „Eichung“ von Indikatorgruppen auf Belastungsfaktoren eine wichtige Rolle spielen (KOHLER 1978).

Das Untersuchungsschema (Abb. 1) soll hier kurz erläutert werden: Das gesamte Flußsystem wird in ökologisch einheitliche Abschnitte eingeteilt, in denen alle aquatischen Makrophyten erfaßt und nach einer Häufigkeitsskala geschätzt werden. Anhand dieser Aufnahmen wird für jede Art eine eigene Verbreitungskarte hergestellt. Gleichzeitig werden mit Hilfe der Tabellenarbeit soziologische Artengruppen ermittelt.

An einer Reihe von ausgewählten Stellen des Flußsystems wurden über längere Zeiträume regelmäßig Wasserproben entnommen für die Bestimmung der chemischen Belastungsindikatoren des Wassers. Wir sind uns darüber im klaren, daß mit einem solchen chemischen Meßprogramm keine exakte Quantifizierung der Belastungssituation in Fließgewässern möglich ist; es erlaubt uns aber eine Aussage über die relativen Unterschiede in der Belastung einzelner Flußabschnitte und über die die Pflanzenverbreitung möglicherweise kontrollierenden Faktoren.

Im Flußsystem der Moosach ließen sich vier Pflanzengruppen erkennen:

- Eine Gruppe, die auf die katharoben Quellgräben beschränkt ist mit *Potamogeton coloratus* und *Chara hispida*.
- Eine Artengruppe, welche die leicht bis stärker eutrophierten Flußabschnitte besiedelt, aber in den unbelasteten Bereichen fehlt wie *Ranunculus fluitans* und *Callitriche obtusangula*.
- Eine Gruppierung, die nur in den leicht eutrophierten Abschnitten des Oberlaufes vertreten ist, in stärker belasteten Bereichen jedoch fehlt, mit *Groenlandia densa*.
- Eine Gruppe, die sowohl in unbelasteten wie stärker eutrophierten Flußabschnitten vorkommt, wie *Ranunculus trichophyllus* und *Berula erecta*.

Unter den gemessenen chemischen Belastungsindikatoren ergaben nur der Ammonium- und Phosphat-Gehalt des Wassers deutliche Unterschiede in den einzelnen Gewässerzonen. Wir haben mit Hilfe einer ökologischen Reihe nach steigenden Mittelwerten der Ammonium-Konzentration des Wassers die ermittelten Artengruppen „geeicht“ (KOHLER et al. 1973, KOHLER, BRINKMAIER & VOLLRATH 1974, Abb. 2). Dabei wurde deutlich, daß die *Potamogeton coloratus*-Gruppe nur im ganz ammoniumarmen Bereich verbreitet ist. Bei mittleren Ammo-

niumwerten des Wassers über 0,1 mg/l tritt eine ganz neue Vergesellschaftung mit *Ranunculus fluitans* und *Callitriche obtusangula* auf.

Wir haben nun mit Hilfe dieser geeichten Artengruppen eine floristisch-ökologische Gewässerklassifikation der Moosach vorgenommen. Die Zonen A bis D sind somit ein in der

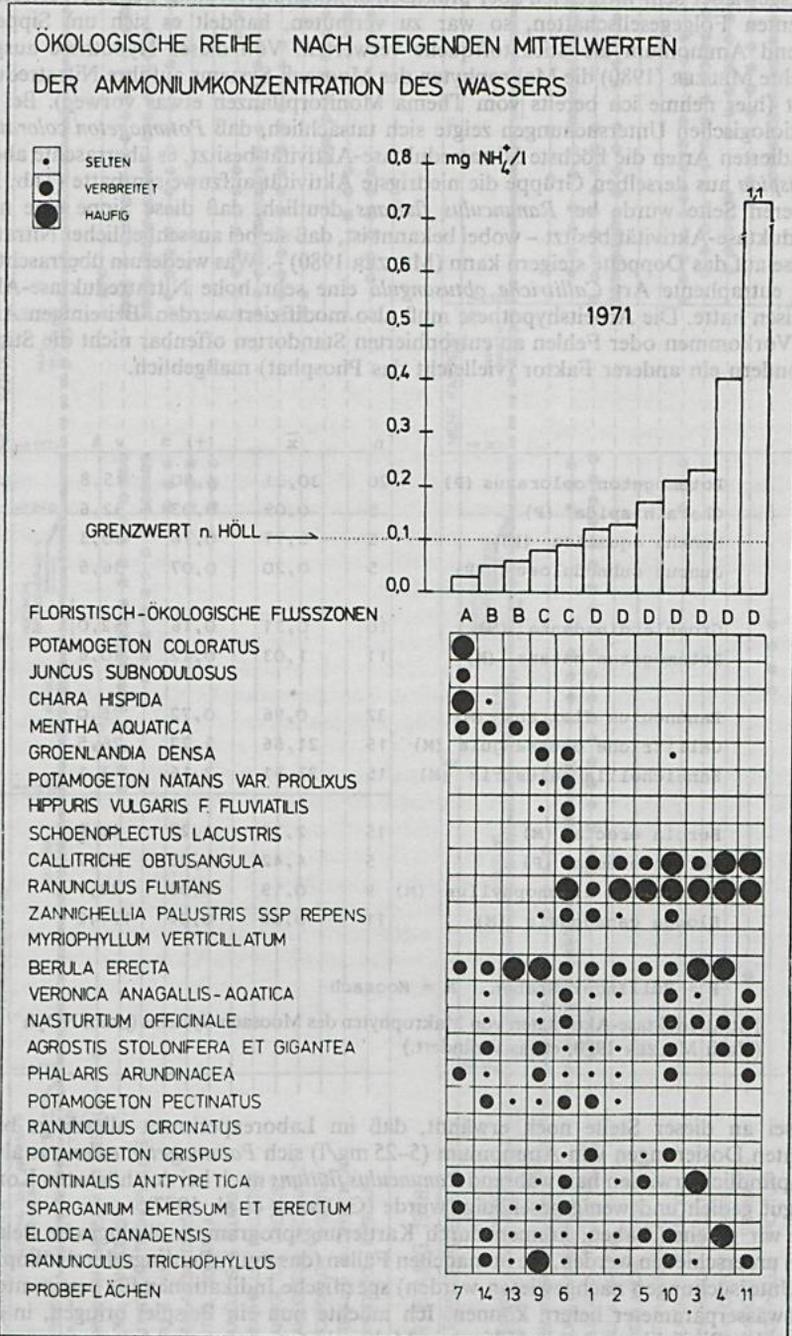


Abbildung 2. Ökologische Reihe, Moosach.

Vegetation sichtbarer Ausdruck für die zunehmende Nährstoffbelastung des Gewässers (HABER & KOHLER 1972).

Aus den vorliegenden Befunden ergab sich folgende Arbeitshypothese: Bei der oligotraphenten Gruppe von *Potamogeton coloratus* und *Chara hispida* könnte es sich um Arten handeln, die als Stickstoffquelle vorwiegend Nitrat verwerten und nicht Ammonium, da die Siedlungsgewässer sehr nitratreich aber praktisch ammoniumfrei sind. Bei den Vertretern der eutraphenten Folgegesellschaften, so war zu vermuten, handelt es sich um Sippen, die vorwiegend Ammonium als Stickstoffquelle verwerten. Von dieser Hypothese ausgehend untersuchte MELZER (1980) die Makrophyten des Moosach-Systems auf ihre Nitratreduktase-Aktivität (hier nehme ich bereits vom Thema Monitorpflanzen etwas vorweg). Bei diesen ökophysiologischen Untersuchungen zeigte sich tatsächlich, daß *Potamogeton coloratus* von allen studierten Arten die höchste Nitratreduktase-Aktivität besitzt, es überraschte aber, daß *Chara hispida* aus derselben Gruppe die niedrigste Aktivität aufzuweisen hatte (Tab. 1). Auf der anderen Seite wurde bei *Ranunculus fluitans* deutlich, daß diese Sippe eine niedrige Nitratreduktase-Aktivität besitzt – wobei bekannt ist, daß sie bei ausschließlicher Nitraternährung diese auf das Doppelte steigern kann (MELZER 1980) –. Was wiederum überraschte, war, daß die eutraphente Art *Callitriche obtusangula* eine sehr hohe Nitratreduktase-Aktivität aufzuweisen hatte. Die Arbeitshypothese muß also modifiziert werden. Bei einigen Arten ist für das Vorkommen oder Fehlen an eutrophierten Standorten offenbar nicht die Stickstoffform, sondern ein anderer Faktor (vielleicht das Phosphat) maßgeblich.

	n	$\bar{x}$	( $\pm$ ) s	v %
<i>Potamogeton coloratus</i> (P)	20	30,31	4,80	15,8
<i>Chara hispida</i> (P)	5	0,09	0,03	32,6
<i>Mentha aquatica</i> (P)	5	3,77	0,76	20,3
<i>Juncus subnodulosus</i> (P)	5	0,20	0,07	36,8
<i>Groenlandia densa</i> (M)	10	0,31	0,16	52,0
<i>Potamogeton natans</i> (M)	11	1,03	0,42	40,6
<i>Ranunculus fluitans</i> (M)	32	0,96	0,72	75,0
<i>Callitriche obtusangula</i> (M)	15	21,86	5,77	26,5
<i>Zannichellia palustris</i> (M)	15	23,51	2,16	3,1
<i>Berula erecta</i> (M)	15	2,72	1,27	48,9
<i>Berula erecta</i> (P)	5	4,42	1,05	23,7
<i>Ranunculus trichophyllus</i> (M)	9	0,19	0,08	43,7
<i>Elodea canadensis</i> (M)	11	0,02	0,04	177,2

P = Pullinger Graben, M = Moosach

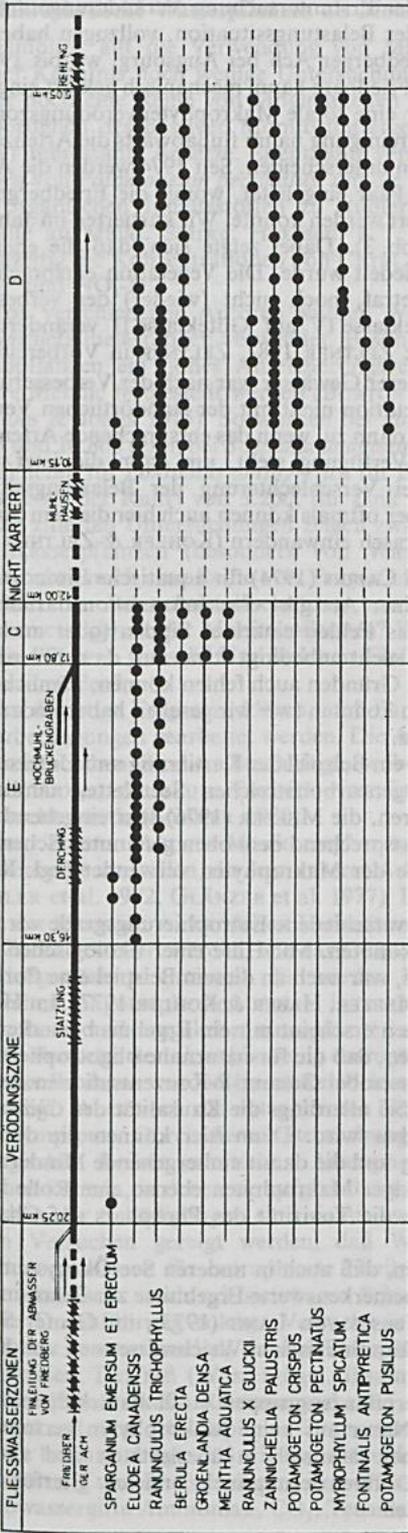
Tabelle 1. Nitratreduktase-Aktivitäten von Makrophyten des Moosach-Systems ( $\mu\text{mol NO}_2 \text{ h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ TG}$ ). (Nach MELZER 1980, etwas verändert.)

Es sei an dieser Stelle noch erwähnt, daß im Laborexperiment allerdings bei stark überhöhten Dosierungen von Ammonium (5–25 mg/l) sich *Potamogeton coloratus* als besonders empfindlich erwiesen hat, während *Ranunculus fluitans* noch bei den höchsten Konzentrationen gut gedieh und wenig geschädigt wurde (GLÄNZER et al. 1977).

Wie wir gesehen haben, können durch Kartierungsprogramme ökologische Belastungsgruppen unterschieden werden, die in manchen Fällen (das muß allerdings durch ökophysiologische Untersuchungen nachgewiesen werden) spezifische Indikationen für bestimmte chemische Gewässerparameter liefern können. Ich möchte nun ein Beispiel bringen, in dem die Grenzen der Bioindikation mit Hilfe von Makrophytenarten bzw. Artengruppen deutlich werden. Wir haben in den vergangenen Jahren Wiederholungskartierungen von mehreren

WIEDERHOLUNGSKARTIERUNG FRIEDBERGER ACH

KARTIERUNG 1972



KARTIERUNG 1978

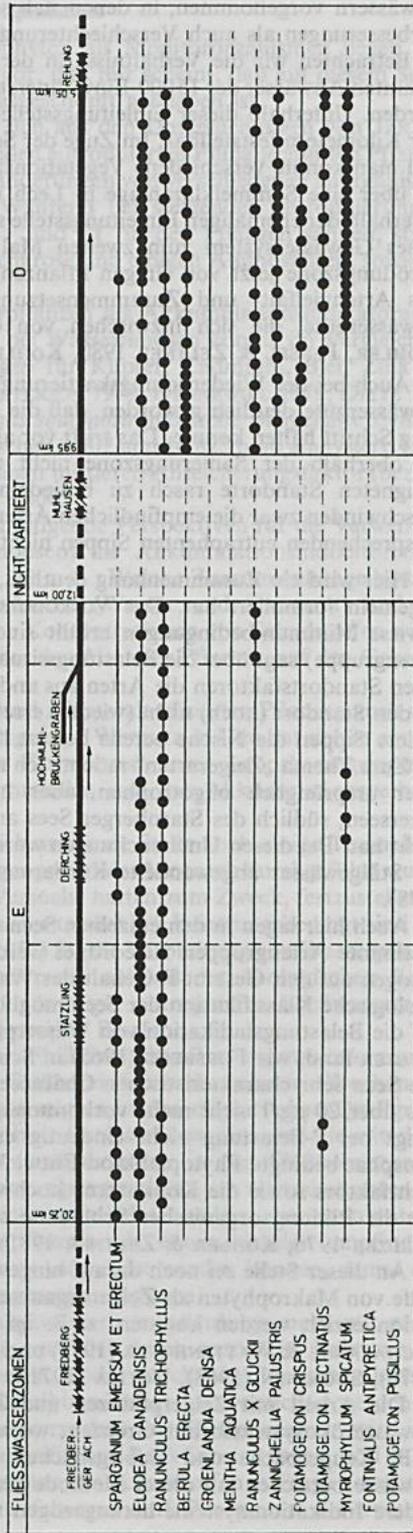


Abbildung 3. Selbstreinigungsstrecke Friedberger Ach.

Gewässern vorgenommen, in denen sich seit der Erstuntersuchung Veränderungen, sowohl Verbesserungen als auch Verschlechterungen der Belastungssituation, vollzogen haben.

Betrachten wir die Verhältnisse in der Friedberger Ach bei Augsburg, wo bis 1974 die gesamten Abwässer der 15000-Einwohnerstadt Friedberg kaum mechanisch geklärt eingeleitet wurden. Unterhalb dieser Einleitungsstelle war eine totale Makrophytenverödungszone von vier Kilometern feststellbar. Im Zuge der Selbstreinigung nahm flußabwärts die Artenzahl zu, und man konnte verschiedene Vegetationszonen unterscheiden. Seit 1974 werden die Abwässer über eine Sammelkläranlage in Lech und Paar eingeleitet, womit die Friedberger Ach unterhalb der ehemaligen Einleitungsstelle saniert werden konnte. Wir kartierten im Jahr 1978 dieses Gewässersystem zum zweiten Mal (Abb. 3). Dabei zeigte sich, daß die ehemalige Verödungszone jetzt von einigen Pflanzen besiedelt wurde. Die Vegetation entsprach aber, was Artenvielfalt- und Zusammensetzung betraf, noch nicht (wieder) der verbesserten Gewässergüte, die sich inzwischen von Güteklasse IV auf Güteklasse II verändert hatte (KÖHLER, PENSEL & ZELTNER 1980, KÖHLER & ZELTNER 1981, ZELTNER in Vorbereitung).

Auch bei der Wiederholungskartierung anderer Gewässer war nach der Verbesserung der Gewässergüte deutlich geworden, daß die Vegetation nicht mit der standörtlichen Verbesserung Schritt halten konnte. Das trifft vor allem dann zu, wenn das entsprechende Arteninventar oberhalb der Sanierungszone nicht zur Verfügung steht, um dann die jetzt wieder geeigneten Standorte rasch zu besiedeln. Bei Verschlechterung der Belastungssituation verschwinden zwar die empfindlichen Arten, aber oftmals können auch hier die dem Standort entsprechenden eutraphenten Sippen nicht so rasch einwandern (KÖHLER & ZELTNER 1981).

Hier wird ein Zusammenhang deutlich, den CAIRNS (1974) für aquatische Bioindikatoren allgemein formuliert hat. Das Vorkommen einer Art gibt eine Information darüber, daß gewisse Minimumbedingungen erfüllt sind. Das Fehlen einzelner Sippen (oder auch einer Artengruppe) sagt über die Belastungssituation nicht unbedingt etwas aus, da neben ungeeigneten Standortfaktoren die Arten aus anderen Gründen auch fehlen können, nämlich, wenn sie den Standort (noch) nicht (wieder) erreichen konnten (wie wir gesehen haben) oder, wenn andere Sippen die Nische bereits besetzt halten.

Zum Thema „Zeigerarten“ möchte ich noch ein Beispiel der Kartierung und Untersuchung einer ursprünglich oligotrophen, aber hydrogencarbonatreichen Seenkette, nämlich der Osterseen, südlich des Starnberger Sees anführen, die MELZER (1976) sehr eingehend untersucht hat. Bei diesen Untersuchungen wurde entsprechend dem oben genannten Schema eine für Stillgewässer abgewandelte Kartiermethode der Makrophyten verwendet (vgl. KÖHLER 1978).

Auch hier lagen in den einzelnen Seen sehr verschiedene Eutrophierungsgrade vor, denen bestimmte Artengruppen zugeordnet werden konnten. Mit Hilfe einer ökologischen Reihe, bezogen auf den Gesamt-P-Gehalt des Wassers, war auch an diesem Beispiel eine floristisch-ökologische Klassifikation der Seen möglich (MELZER, HABER & KÖHLER 1977). Im Hinblick auf die Belastungsindikation von Wasserpflanzen erscheint mir ein Ergebnis bemerkenswert: MELZER fand, wie FORSBERG (1965) in Schweden, daß die für naturnahe oligotrophe kalkreiche Seen sehr charakteristischen Characeen-Rasen bei Gesamt-P-Konzentrationen des Wassers über 20  $\mu\text{g}/\text{l}$  nicht mehr vorkommen, wobei allerdings die Kausalität des *Chara*-Rückgangs bei P-Belastung nicht eindeutig erklärbar wird. Denn hier können die durch das Phosphat bedingte Phytoplankton-Entwicklung und die damit einhergehende Minderung des Lichtfaktors sowie die Konkurrenz hochwüchsiger Makrophyten ebenso eine Rolle spielen, wie die Bildung organischer Schlämme sowie die Toxizität des Phosphats auf Characeen (MELZER 1976, KÖHLER & ZELTNER 1981).

An dieser Stelle sei noch darauf hingewiesen, daß auch in anderen See-Ökosystemen mit Hilfe von Makrophyten als Zeigerorganismen bemerkenswerte Ergebnisse zur Belastungsindikation erzielt werden konnten, z. B. im Bodensee von LANG (1973), im Genfer See von LACHAVANNE & WATTENHOFER (1975) und in Skandinavischen Weichwasserseen von KURIMO (1970), SUOMINEN (1968), UOTILA (1971).

Die Arbeit mit Zeigerpflanzen und Zeigerpflanzengruppen stößt natürlich in solchen Gewässerökosystemen auf Grenzen, wo von Natur aus keine Makrophyten vertreten sind (z. B. Keuperbäche und Gebirgsbäche). Ferner läßt sich in überlasteten und verödeten Gewässerbereichen mit dieser Methode keine Differenzierung mehr erzielen. Hierfür müssen andere Indikationssysteme herangezogen werden.

### 3. Makrophytische Wasserpflanzen als Monitororganismen

Im Hinblick auf die Verwendung von Makrophyten als Monitororganismen liegen nach meiner Kenntnis noch wenige Untersuchungen vor, und mir scheint, daß auf diesem Sektor bisher noch eine Reihe von Möglichkeiten unausgeschöpft geblieben ist.

Bezüglich des passiven Monitoring ergeben sich aus den Untersuchungen von JANAUER (1979) interessante Ansätze. Er entnahm verschiedenen eutrophierten Flußabschnitten Pflanzenproben von *Potamogeton pectinatus*, um die Veränderungen von verschiedenen anorganischen und organischen Inhaltsstoffen zu studieren. Während bei steigender Eutrophierung die Gehalte an Malat, Stärke, Hexosen,  $K^+$ ,  $Na^+$  und  $Cl^-$  in den Pflanzen sanken, stiegen gleichzeitig die Konzentrationen von Citrat, Saccharose und einigen Aminosäuren, sowie von  $PO_4\text{-P}$  und  $NO_3\text{-N}$ .

Von verschiedenen Autoren wurden Wasserpflanzen als Akkumulationsindikatoren für Schwermetallbelastungen verwendet. Besonders bei Wassermoosen konnte im Vergleich mit Gefäßpflanzen ein hohes Anreicherungsvermögen für Kupfer, Cadmium, Blei, Zink und andere Metalle festgestellt werden (BURTON & PETERSON 1979, DENNEWILL 1979, DIETZ 1972, McLEAN & JONES 1975). So wurden bei *Fontinalis squamosa* maximale Bleigehalte zwischen 1.385 und 10.800 ppm, bei *Scapania undulata* zwischen 8.902 und 14.825 ppm analysiert. DIETZ (1972) nennt für *Fontinalis antipyretica* für Blei einen mittleren Anreicherungsfaktor (bezogen auf Wasser der Ruhr) von 3.200, für Zink von 9.400.

Die zitierten Untersuchungen zeigen zwar ermutigende Perspektiven für die Verwendung von Wasserpflanzen (besonders von Wassermoosen) als Akkumulationsindikatoren. Es bleiben aber noch eine Reihe von Fragen offen, wie z. B.: Welche Zusammenhänge bestehen zwischen der Schwermetallbelastung von Gewässern (Wasser und Sediment) und dem Schwermetallgehalt der Monitorpflanzen? Welche Konzentrationen von Schadstoffen wirken auf die Pflanzen toxisch? Und welchen Einfluß hat das Alter der Pflanzen auf den Gehalt an Schwermetallen?

Um derartige Fragen zu klären, muß flankierend mit standardisierten Pflanzen auch unter Laborbedingungen gearbeitet werden. Die Arbeitsgruppe WINKLER in Ulm hat sich in neuester Zeit mit solchen Studien beschäftigt, wobei im Kurzzeittest unter Laborbedingungen bei Wassermoosen die akute Toxizität von Schwermetallen und das Akkumulationsverhalten untersucht wurde (SOMMER 1980).

Zum Thema „Aktives Monitoring“ möchte ich an dieser Stelle noch einige Transplantationsversuche vorstellen, die von unserer Arbeitsgruppe in der Moosach durchgeführt wurden (KÖHLER et al. 1972, GLÄNZER et al. 1977). Die Versuche hatten zum Zweck, festzustellen, ob die in der Moosach vorhandenen Verbreitungsmuster tatsächlich belastungsbedingt sind oder vom Zufall gesteuert werden, wie das GESSNER (1955) für die Verbreitung von Wasserpflanzen in Fließgewässern annimmt. Es wurden Vertreter der anhand der ökologischen Reihen ermittelten oligotraphenten Arten in mehr oder weniger eutrophierte Fließwasserzonen umgepflanzt und umgekehrt eutraphente in oligotrophe Bereiche.

Die Vertreter der nicht bis wenig eutrophierten Flußabschnitte *Potamogeton coloratus* und *Groenlandia densa* wurden in stärker belasteten Flußbereichen nach mehreren Wochen letal geschädigt. Aber auch die eutraphenten Elemente zeigten in den oligotrophen Quellgräben Schadsymptome. Durch diese Untersuchungen konnte festgestellt werden, daß die mittels der ökologischen Reihen ermittelten Artengruppen tatsächlich nur in den Flußbereichen gut gedeihen können, in denen sie aufgrund der Kartierungsergebnisse auch verbreitet waren. Die Ursachen der Schädigungen sind damit zwar nicht aufgeklärt worden, aber es konnte mit diesen Versuchen gezeigt werden, daß Wasserpflanzen als unterschiedlich empfindliche Monitororganismen für eutrophierte Fließgewässer verwendet werden können, zumal diese Organismen sehr rasch mit sichtbaren Schadsymptomen reagieren.

Die Durchführung solcher Versuche in Fließgewässern ist allerdings meist mit großen Unsicherheiten verbunden, da die Transplantate entweder durch natürliche Faktoren, wie Hochwasser, Tierfraß (Wasservogel, Bismarratten etc.) oder durch vom Menschen bedingte Einflüsse (Bootverkehr, Räumungsarbeiten, Fischerei) beschädigt oder vernichtet werden. Die Aussagekraft von Makrophyten-Transplantationsversuchen in Fließgewässern wird auch dadurch beeinträchtigt, daß wir keine schadstoffspezifischen Reaktionen kennen, und daß bei der Belastung von Fließgewässern immer ein Komplex von Schadstoffen in Frage kommt, wie die Abwassergifte Ammoniak,  $CO_2$ , Tenside, Schwefelwasserstoff, Phosphat u. a. Ferner ist es

aus arbeitstechnischen Gründen unmöglich, Schadstoffe in Fließgewässern permanent quantitativ zu registrieren. Dies wäre aber notwendig, um die Zusammenhänge zwischen Reaktionen der Monitorpflanzen, der Qualität und Quantität der Schadstoffe und ihrer Einwirkungsdauer zu erhellen.

#### 4. Submerse Wasserpflanzen als Testorganismen für die Wirkung von Umweltchemikalien

In den vergangenen Jahren haben sich submerse Wasserpflanzen als sehr brauchbare Testorganismen für Schadstoffe unter Laborbedingungen bewährt. Wir haben für solche Untersuchungen eine Aquarien-Versuchsanlage entwickelt, mit der wir eine Reihe von Gewässerparametern kontrollieren bzw. variieren können, wie Schad- und Nährstoffangebot, Temperatur, Beleuchtungsdauer und -intensität, Belüftung und pH-Wert im Wasser. Um die Fließgewässerbedingungen einigermaßen zu simulieren, werden Wasser, Schad- und Nährstoffe kontinuierlich mittels Schlauchpumpen in den Aquarien erneuert, womit auch die Stoffkonzentrationen auf einem konstanten Niveau gehalten werden können. Durch Dauerbelüftung werden ständige Luftsättigung und eine Art Strömungseffekt erzielt (GLÄNZER et al. 1977,

ORGANISMEN	AAT-Typ	CHEM. VERBINDUNG	Schädigungskennwert Toxischer Schwellenwert (mg/l)	AUTOREN
<b>FISCHE</b>				
Goldorfen	weich	LAS	5	BOCK (1964)
<b>FISCHNÄHRTIERE</b>				
Daphnien	hart weich	TPS LAS	6 - 25 2,5 - 5	JANICKE (1973) JANICKE (1973)
Chironomidenlarven	hart	TPS	27,5 LC <sub>50</sub> <sup>β)</sup>	MEINCK und BRINGMANN (1961)
Wasserschnecken spec.	weich	LAS	28 m <sup>BB)</sup>	JANICKE (1973)
Bachflohkrebse	weich	LAS	7	JANICKE (1973)
<b>PROTOZOEN</b>				
	hart	TPS	10 - 25	MEINCK und BRINGMANN (1961)
	weich	LAS	2,5 - 5	JANICKE (1973)
<b>BAKTERIEN</b>				
Escherichia coli	hart	TPS	62,5 - 125	MEINCK und BRINGMANN (1961)
	weich	LAS	50 - 100	JANICKE (1973)
Pseudomonas	weich	LAS	12,5 - 25	JANICKE (1973)
<b>ALGEN</b>				
Chlorophyceen	?	ABS	1 - 120	JANICKE (1973)
<b>SUBMERSE MAKROPHYTEN</b>				
Potamogeton crispus	weich	LAS	0,5 77% 42% <sup>BBB) BBBB)</sup>	LABUS (1979)
Potamogeton coloratus	weich	LAS	0,5 45% 31%	
Potamogeton lucens	weich	LAS	0,5 39% 27%	
Potamogeton alpinus	weich	LAS	0,5 39% 25%	
Groenlandia densa	weich	LAS	0,5 31% 14%	
Elodea canadensis	weich	LAS	0,5 27% 16%	

- Anmerkungen: β) = mittlere halbletale Konzentration  
 BB) = medium tolerance limit (96 h) nach JANICKE (1973); im Prinzip mit LD<sub>50</sub> und LC<sub>50</sub> vergleichbar.  
 BBB) = Schädigung der Nettophotosyntheserate nach 20tägiger Belastung, angegeben in Prozent der anfänglichen Nettophotosyntheserate (100 % = 0 % Schädigung) und Prozent der Nettophotosyntheserate unbelasteter Kontrollsprosse (100 % = 0 % Schädigung) nach 20tägiger Belastung.  
 BBBB) = "Komplexe" Schädigung nach 20tägiger Belastung (= Nettophotosyntheseinbuße, Blattflächen- und Blattzahlzuwachsbeschränkung im Vergleich zu einer für alle Arten standardisierten Kontrolle), angegeben in Prozent.  
 LAS = Lineares Alkylbenzolsulfonat  
 TPS = Tetrapropylbenzolsulfonat  
 ABS = Alkylbenzolsulfonat

Tabelle 2. Schädigungskennwerte verschiedener Organismen des limnischen Ökosystems für anionenaktive Tenside (AAT) (nach LABUS & KOHLER 1981).

SCHUSTER, KOHLER & KREEB 1977). In den Aquarien werden wurzellose Apikalsprosse verschiedener Makrophyten unter unterschiedlichen Schadstoffkonzentrationen drei Wochen gehalten. Während dieser Zeit werden sie regelmäßig auf Schadsymptome, Sproßlänge, Blattfläche und Photosyntheseleistung u. a. untersucht. Für die Messung der Photosyntheseleistung wurde eine Sauerstoffdruckkuvette entwickelt, mit der einmal in der Woche die  $O_2$ -Produktion ermittelt wird (SCHUSTER et al. 1977). Als Bezugsgrößen dienten Blattfläche, Frischgewicht sowie Trockengewicht am Versuchsende.

Mit dieser Versuchsanlage wurden über mehrere Jahre Belastungsversuche mit verschiedenen Umweltchemikalien durchgeführt. Aus den fünf im Umweltgutachten (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN 1978) genannten Belastungsgruppen wurden folgende für die Versuche herangezogen:

- von den leicht abbaubaren Stoffen das anionenaktive Tensid MARLON A, Phosphat und Bor,
- von den Salzen verschiedene Chloridverbindungen
- und von den Schwermetallverbindungen Kupfer-, Blei-, Zink- und Cadmium-NTA.

Aus dem vorliegenden umfangreichen Material der Versuchsergebnisse möchte ich einige Beispiele herausgreifen. Die Ergebnisse der Belastungsversuche von Makrophyten mit anionenaktiven Tensiden lassen sich folgendermaßen zusammenfassen: Bereits relativ geringe und somit umweltrelevante Konzentrationen des gebräuchlichen Waschmitteltensids MARLON A (0,5 mg MBAS/l) wirken auf die untersuchten Arten durchweg, doch in unterschiedlichem Maße toxisch (LABUS, SCHUSTER, NOBEL & KOHLER 1977, LABUS 1979, LABUS & KOHLER 1981). Nach 20tägiger Belastung mit 0,5 mg MBAS/l MARLON A zeigte sich anhand der Nettophotosynthese einbußen folgende Reihe abnehmender Empfindlichkeit der untersuchten Arten: *Potamogeton crispus* > *P. coloratus* ≥ *P. alpinus* > *P. lucens* > *Groenlandia densa* ≥ *Elodea canadensis*.

Im Vergleich zu anderen Organismen limnischer Ökosysteme erwiesen sich die submersen Wasserpflanzen bisher als die empfindlichsten Testorganismen bei Belastung mit anionischen Tensiden (Tab. 2).

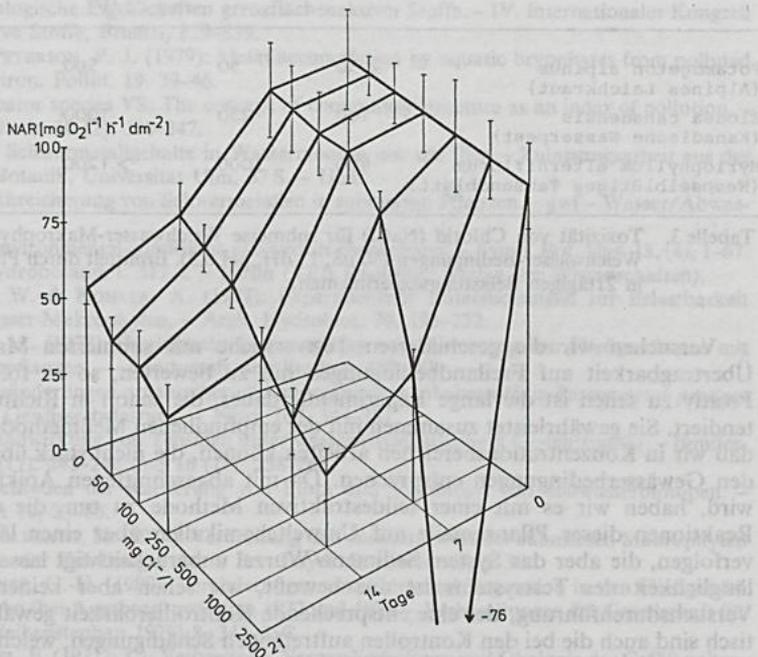


Abbildung 4. Die Wirkung steigender Chlorid-Konzentrationen (NaCl) auf die Nettophotosynthese (Phn) von *Potamogeton alpinus* (Alpines Laichkraut) bei 21tägiger Belastungsdauer, dargestellt in % der Ausgangsleistung (= 100%).  
 $n = 8$ ,  $\bar{x} \pm t_{sm}$  für  $p = 0,05$ .

Schwermetallresistenzversuche wurden mit der geschilderten Versuchsanordnung an Wasserpflanzen mit NTA-Komplexen von Schwermetallen durchgeführt (SCHUSTER 1979). Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse kann angenommen werden, daß durch die in manchen belasteten Flüssen vorkommenden Kupfer-Konzentrationen eine akute toxische Wirkung auf Wasserpflanzen zu erwarten ist. Aber auch Zink und Cadmium verursachen unter Laborbedingungen Schädigungen an Wasserpflanzen nach 7 bis 21 Tagen in Konzentrationsbereichen, die nicht weit von denen kontaminierter Gewässer entfernt liegen.

Bei den Untersuchungen über die Wirkung von Phosphat, Bor und Chlorid auf Weichwasserpflanzen stellte sich heraus, daß alle drei Substanzen bereits in Konzentrationsbereichen schädlich sind, die bisher als unbedenklich angesehen worden waren (NOBEL 1980a, 1980b).

Beim Phosphat zeigten die getesteten Pflanzen bei unterschiedlichen Konzentrationen ein Wachstumsoptimum. Schon relativ niedrige Phosphat-Konzentrationen (0,2 bis 1,0 mg/l) schädigen die Photosyntheseleistung von Weichwasserpflanzen deutlich, wobei die untersuchten Arten ein unterschiedliches Resistenzverhalten aufwiesen.

Bei den Resistenztests mit Chloriden an Weichwasserpflanzen zeigte sich, daß schon relativ niedrige Konzentrationen (50 mg/l) eine Abnahme der Photosyntheseleistung bewirken (Abb. 4). Die getesteten Arten verhielten sich jedoch sehr verschieden resistent gegen diesen Faktor. Die Stärke der Schädigung von Chloriden auf Wasserpflanzen ist ganz entscheidend von dem vorhandenen Kation abhängig.

Die durch Photosynthesemessungen erhaltenen Ergebnisse lassen sich auch als Resultate von Toxizitätstests (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN 1978) darstellen. Als Beispiel seien die Belastungsexperimente mit Chlorid angeführt: Erste signifikante Schäden (Schwellenkonzentration) erleidet *Potamogeton alpinus* bereits mit 50 mg Cl/l, *Elodea canadensis* mit 250 mg und *Myriophyllum alterniflorum* erst mit 1000 mg. Totalschäden (letale Konzentration) zeigen sich mit 2500 mg bei *Potamogeton* bereits nach 7 Tagen und bei *Elodea* nach 14 Tagen (Tabelle 3).

Versuchspflanze	Grenz-	Schwellen-	mittlere letale	letale
		Konzentration		
		mg Cl/l		
<i>Potamogeton alpinus</i> (Alpines Laichkraut)	< 50	50	500	2500 (nach 7 Tagen)
<i>Elodea canadensis</i> (Kanadische Wasserpest)	100	250	1000	2500 (nach 14 Tagen)
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> (Wechselblütiges Tausendblatt)	800	1000	> 1200	> 1200

Tabelle 3. Toxizität von Chlorid (NaCl) für submerse Weichwasser-Makrophyten unter oligotrophen Weichwasser-Bedingungen (30  $\mu$ S, 1° dH, pH 6,5). Ermittelt durch Photosynthesemessungen in 21tägigen Belastungsexperimenten.

Versuchen wir die geschilderten Testversuche mit submersen Makrophyten auf ihre Übertragbarkeit auf Freilandbedingungen hin zu bewerten, so ist folgendes festzustellen: Positiv zu sehen ist die lange Experimentierdauer, die schon in Richtung Langzeitversuch tendiert. Sie gewährleistet zusammen mit der empfindlichen Meßmethode der Photosynthese, daß wir in Konzentrationsbereichen arbeiten können, die nicht stark überhöht sind, sondern den Gewässerbedingungen entsprechen. Da mit abgeschnittenen Apikalsprossen gearbeitet wird, haben wir es mit einer teildestruktiven Methode zu tun, die es zwar erlaubt, die Reaktionen dieser Pflanzenteile auf Umweltchemikalien über einen längeren Zeitraum zu verfolgen, die aber das System Sediment/Wurzel unberücksichtigt lassen muß. Diese Unzulänglichkeit des Testsystems ist uns bewußt, wir sehen aber keinen anderen Weg der Versuchsdurchführung, der eine entsprechende Kontrollierbarkeit gewährleisten würde. Problematisch sind auch die bei den Kontrollen auftretenden Schädigungen, welche durch die Manipulationen mit den Pflanzen an den Meßtagen und durch wohl nicht ganz optimale Versuchsbedingungen verursacht sein mögen. Dadurch, daß die Leistung der Kontrollpflanzen an den Meßtagen jeweils gleich 100% gesetzt wird, kann aber dieser Fehler weitgehend ausgeglichen werden.

### 5. Schlußbemerkung

Ich möchte nun abschließend versuchen, in wenigen Worten die bisher vorliegenden Ergebnisse zum mir gestellten Thema „Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren“ zusammenfassend zu bewerten.

Im Bereich der Zeigerpflanzen sind für viele limnische Systeme gute Aussagen über den Grad der Belastung, besonders der Eutrophierung, möglich. Die Kenntnis der Konzentration von Nährstoffen im Wasser (Ammonium und Phosphat), bei denen oligotrophe Arten verschwinden, läßt eine relativ genaue Abschätzung der Belastbarkeit oligotropher Gewässer zu. Mit Hilfe von „geeichten“ ökologischen Zeigerpflanzen-Gruppen kann bei Beachtung der Grenzen der Methode eine Gewässerklassifikation vorgenommen werden. Dadurch können Aussagen für planerische Maßnahmen, den Schutz und die Sanierung, insbesondere für den Arten- und Biotopschutz limnischer Systeme gemacht werden.

Bei der Verwendung von Wasserpflanzen als Monitororganismen zeigt sich, daß diese sehr brauchbare Reaktions- und Akkumulationsindikatoren sind. Die Schwierigkeiten der Versuchsdurchführung beim aktiven Monitoring in limnischen Systemen macht aber die Verwendung von Wasserpflanzen als Bioindikatoren in diesem Bereich oft problematisch. Dennoch sollten die Möglichkeiten der Gewässerüberwachung mit standardisierten Pflanzen weiter erprobt und ausgebaut werden.

Die Verwendung von Wasserpflanzen für ökotoxikologische Labortests (Langzeit- wie Kurzzeittests) ist dagegen durch langjährige Untersuchungen erprobt und für die Untersuchung von Schadwirkungen gelöster Umweltchemikalien vielseitig anwendbar. Bei der Verwendung von Wasserpflanzen als Testorganismen sollte in Zukunft den Kombinationswirkungen von Umweltchemikalien größere Beachtung geschenkt werden.

### Literatur

- BOCK, K. J. (1964): Biologische Eigenschaften grenzflächenaktiver Stoffe. – IV. Internationaler Kongreß über oberflächenaktive Stoffe, Brüssel, 829–839.
- BURTON, M. A. S. & PETERSON, P. J. (1979): Metal accumulation by aquatic bryophytes from polluted mine streams. – *Environ. Pollut.* **19**, 39–46.
- CAIRNS, J. (1974): Indicator species VS. The concept of community structure as an index of pollution. – *Water Resources Bulletin* **10** (2), 338–347.
- DENNEWILL, R. (1979): Schwermetallgehalte in Wassermoosen aus der Iller. – Zulassungsarbeit aus der Abteilung Spezielle Botanik, Universität Ulm, 37 S. – Ulm.
- DIETZ, F. (1972): Die Anreicherung von Schwermetallen in submersen Pflanzen. – *gwf – Wasser/Abwasser* **113**, 269–273.
- FORSBERG, C. (1965): Environmental conditions of Swedish charophytes. – *Symb. Bot. Ups.* **18**, (4), 1–67.
- GESSNER, F. (1955): *Hydrobotanik I*. 517 S. – Berlin (VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften).
- GLÄNZER, U., HABER, W. & KOHLER, A. (1977): Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fließgewässer-Makrophyten. – *Arch. Hydrobiol.* **79**, 193–232.
- HABER, W. & KOHLER, A. (1972): Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen. – *Landschaft und Stadt* **4**, 159–168.
- JANAUER, G. (1979): Veränderungen organischer und anorganischer Inhaltsstoffe in *Potamogeton pectinatus* L. bei steigender Gewässerbelastung. – *Flora* **168**, 344–351.
- JANICKE, W. (1973): Schadwirkung von Tensiden unter wasserwirtschaftlichem Gesichtspunkt. – *Bundesgesundheitsblatt* **16**, (17), 242–246 und **16** (18), 258–263.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. – *Landschaft und Stadt* **10**, 23–85.
- , BRINKMAIER, R. & VOLLRATH, H. (1974): Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* **45**, 5–36.
- , PENSEL, Th. & ZELTNER, G.-H. (1980): Veränderungen von Flora und Vegetation in den Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) zwischen 1972 und 1978. – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Freising-Weißenstephan 1979)* **8**, 343–350.
- , VOLLRATH, H. & BEISL, E. (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäßmakrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). – *Arch. Hydrobiol.* **69** (3), 333–365.
- , WONNEBERGER, R. & ZELTNER, G.-H. (1973): Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher „Verschmutzungsindikatoren“ im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). – *Arch. Hydrobiol.* **72**, 533–549.

- & ZELTNER, G.-H. (1981): Der Einfluß von Be- und Entlastung auf die Vegetation von Fließgewässern. Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderreihe Umweltagung, Univ. Hohenheim, Stuttgart. 31, 127-139.
- , ZELTNER, G.-H. & BUSSE, M. (1972): Wasserpflanzen und Bakterien als Verschmutzungsanzeiger in Fließgewässern. - Umschau 72 (5), 158-159.
- KURIMO, U. (1970): Effect of pollution on the aquatic macroflora of the Varkaus area, Finish Lake District. - Ann. Bot. Fenn. 7, 213-245.
- LABUS, B. C. (1979): Der Einfluß des Waschrohstoffs MARLON A (anionenaktives Tensid) auf das Wachstum und die Nettophotosynthese verschiedener submerser makrophytischer Wasserpflanzen unter besonderer Berücksichtigung primärer Standortfaktoren. Dissertation. Univ. Hohenheim. 187 S. - Stuttgart.
- & KOHLER, A. (1981): Die Rolle einiger primärer ökologischer Faktoren bei Nettophotosynthesemessungen zur Prüfung der Wirkung von Umweltchemikalien auf submerse Makrophyten. - Limnologica (Berlin) 13 (2), 373-398.
- SCHUSTER, H., NOBEL, W. & KOHLER, A. (1977): Wirkung von toxischen Abwasserkomponenten auf submerse Makrophyten. - Angew. Botanik, 51, 17-36.
- LACHAVANNE, J. B. & WATTENHOFER, R. (1978): Contribution à l'étude des Macrophytes du Léman. - Commission internat. pour la protection des eaux du Léman et du Rhône contre la pollution. - Genf.
- LANG, G. (1973): Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees. (Unter besonderer Berücksichtigung ihres Zeigerwerts für den Gütezustand.) - Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht 12, 1-67.
- MCLEAN, R. O. & JONES, A. K. (1975): Studies of tolerance to heavy metals in the flora of the rivers Ystwyth and Clarach, Wales. Freshwater Biol. 5, 431-444.
- MEINCK, F. & BRINGMANN, G. (1961): Über das Verhalten des Tetrapropylenbenzolsulfonats bei der Abwasserreinigung. - Schr. R. Vers. Wass.-Boden- und Lufthygiene 19, 68-81.
- MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. - Dissertationes Botanicae Bd. 34, 195 S. - Vaduz (Cramer).
- (1980): Ökophysiologische Aspekte der N-Ernährung submerser Wasserpflanzen. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Freising-Weißenstephan 1979) 8, 357-362.
- , HABER, W. & KOHLER, A. (1977): Floristisch-ökologische Charakterisierung und Gliederung der Osterseen (Oberbayern) mit Hilfe von submersen Makrophyten. - Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N. F. 19/20, 139-151.
- NOBEL, W. (1980a): Die Wirkung von Salzen und Pflanzennährstoffen auf die Vegetation limnischer Ökosysteme. Daten und Dokumente zum Umweltschutz 30, 139-152, Univ. Hohenheim-Stuttgart.
- (1980b): Der Einfluß der Belastungsstoffe Chlorid, Borat und Phosphat auf die Photosyntheseleistung submerser Weichwasser-Makrophyten. - Dissertation, Univ. Hohenheim. 165 S. - Stuttgart.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1978): Umweltgutachten 1978. 638 S. - Stuttgart (Kohlhammer).
- SCHUSTER, H. (1979): Experimentelle Untersuchungen zur Schwermetallresistenz von submersen Makrophyten. - Dissertationes Botanicae, 50, 156 S. - Vaduz (J. Cramer).
- , KOHLER, A. & KREEB, K. (1977): Eine neue Methode zur Beurteilung der Belastbarkeit von submersen Makrophyten. - Verh. Ges. Ökol. (Göttingen 1976), 5, 335-345.
- SOMMER, C. H. (1980): Reaktionen von *Fontinalis antipyretica* HEDW. nach experimentellen Belastungen mit Schwermetallverbindungen. - Dissertation. Universität Ulm. 92 S. - Ulm.
- SUOMINEN, J. (1968): Changes in the aquatic macroflora of the polluted Lake Rautavesi, SW.-Finland. - Ann. Bot. Fenn. 5, 65-81.
- UOTILA, P. (1971): Distribution and ecological features of hydrophytes in the polluted Lake Vanajavesi, S.-Finland. - Ann. Bot. Fenn. 8, 257-295.
- ZELTNER, G.-H. (1981): Dissertation in Vorbereitung. Univ. Hohenheim. Stuttgart.

Anschrift des Verfassers: Prof. Dr. A. Kohler, Universität Hohenheim, Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie - 320 - Postfach 700562, D-7000 Stuttgart 70.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Decheniana](#)

Jahr/Year: 1982

Band/Volume: [BH\\_26](#)

Autor(en)/Author(s): Kohler Alexander

Artikel/Article: [Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren 31-42](#)