

Experimentelle Untersuchungen zur Zinkbelastung von submersen Makrophyten

Hariolf Schuster, Alexander Kohler und Karlheinz Kreeb

Four submersed aquatic macrophytes from different regions were exposed to zinc-chelate for a period of three weeks, and at the same time different parameters were measured. Growth and increase of leaf area are very little suited as a standard for the amount of damage because there are considerable deviations from the mean value. The net assimilation rate, in reference to leaf area, fresh and dry weight, proved to be a significant dimension. With *Groenlandia densa* root growth could be used as measurement factor too. *Potamogeton crispus*, *Elodea canadensis* and *Potamogeton lucens* are coincidentally damaged at a concentration of $5 \cdot 10^{-5}$ mol/l after 21 days. At higher concentrations the injury can be recognized earlier. *Groenlandia densa* shows damages after the same period already at 10^{-5} mol/l.

1. Einleitung

Die Zinkgehalte unbelasteter Gewässer liegen bei etwa 10-15 µg/l (TUREKIAN 1969, BUCKENBERGER et al. 1972). Für den Rhein an der deutsch-niederländischen Grenze wurde für die Jahre 1970-1972 ein Schwankungsbereich der Konzentration an gelöstem Zink von 100-300 µg/l festgestellt, das ist die 10-15-fache Menge. Die Belastung des Rheinwassers erhöht sich durch häusliche Abwässer etwa um 11-28 µg/l. Dazu kommt noch ein Anteil aus der Korrosion des Wasserleitungsnetzes (FÖRSTNER u. MÜLLER 1974, BENDER u. KEMPF 1972), ebenso durch Zink kontaminiertes Regenwasser (WEDEPOHL 1972 in SCHLEICHERT u. HELLMANN 1972/73). Zinkanreicherungen über 50 µg/l sind mit Sicherheit auf Industrieabwässer zurückzuführen. Hierzu tragen galvanische Betriebe, Viskosewerke, Kerzen- und Seifenfabriken bei.

Besonders die großen Flüsse in Deutschland sind durch die oben genannten Ursachen stark in Mitleidenschaft gezogen. Dabei spiegelt das Vorkommen im Wasser nur einen augenblicklichen Zustand wider. Nach Einleitungen der Zinkverbindungen ist eine teilweise Ausfällung zu beobachten, so daß sich ein Gesamtbild der Belastungen erst durch Sedimentuntersuchungen ergibt. Dabei weisen Weser, Elbe, Neckar, Rhein, Main, Donau und Ems Höchstwerte auf. Bei der Untersuchung durch Sedimentologen stellte sich heraus, daß die Maxima von Zink in allen Flüssen höher sind als 7 andere geprüfte Schwermetalle zusammen. Höchstwerte im Flußboden befinden sich z.B. im Main mit 2100 ppm, in der Elbe mit 2125 ppm und in der Weser mit 3100 ppm. Die Durchschnittswerte liegen bei diesen Flüssen um 1000 ppm (BANAT et al. 1972). Die Zinkbelastung unserer Flüsse stellt eine Gefährdung dar, einerseits für das uferfiltrierte Trinkwasser, andererseits für den Fischbestand. Wir stellen uns die Frage, ob sie auch das Wachstum höherer Wasserpflanzen zu beeinträchtigen vermag.

2. Physiologische Bedeutung von Zink

Der Einfluß von Zink auf grüne Pflanzen wurde schon früh festgestellt. In starker Verdünnung wirkt es ertragsteigernd - als Spurenmetall wie Kupfer - z.B. Anregung des Wachstums niederer Pflanzen, Samenkeimung (in GRACANIN 1928 aus MEINCK et al. 1968). Zink findet man in speziellen Enzymen (HEWITT 1958). Die weitere Entwicklung der meisten höheren Pflanzen wird jedoch immer im negativen Sinne beeinflusst. Dabei ist die Empfindlichkeit der einzelnen Pflanzenarten verschieden (MENGEL 1972). Sichtbare Schäden zeigen sich durch Chlorosen an den Blättern und an weitere Entwicklung der meisten höheren Pflanzen wird jedoch immer im negativen Sinne beeinflusst. Dabei ist die Empfindlichkeit der einzelnen Pflanzenarten verschieden (MENGEL 1972). Sichtbare Schäden zeigen sich durch Chlorosen an den Blättern und an Symptomen von Manganmangel (STILES 1958). Die Zerstörung des Chlorophyllapparates ist direkt feststellbar durch eine Reduktion der Assimilationsintensität (MEINCK et al. 1968). Da die Pflanzen vermutlich eine überoptimale Zinkaufnahme nicht verhindern können, ergeben sich in den einzelnen Sproßteilen sehr unterschiedliche Anreicherungsfaktoren. Im allgemeinen nehmen Wurzeln und Blätter am meisten Zink auf (ANTONOVICS et al. 1971).

In Wassergewächsen ist der Anreicherungsfaktor besonders groß. Wassermoose zeigen hierbei durchaus eine 2500-9400 mal so hohe Konzentration pro Trockenmasse wie das umgebende Medium. Höhere Wasserpflanzen werden um das 150-2000-fache mit Metallen angereichert (DIETZ 1972). Seit längerer Zeit ist auch schon bekannt, daß bei *Elodea canadensis* die Einwirkung von Zinklösungen eine Verringerung der Kohlensäureassimilation hervorruft (SIERP u. ZIEGLER 1943/44).

Hierbei muß jedoch darauf hingewiesen werden, daß bei Wasserpflanzen mit Sicherheit veränderte Aufnahmevorgänge zu beachten sind. Die Wurzeln derselben dienen bei weitem nicht in dem Maße der Nährstoffaufnahme wie dies bei Landpflanzen der Fall ist (SNEEL 1908).

3. Laborversuche

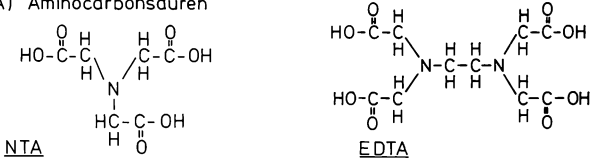
3.1 Methoden

Unter diesen vorgenannten Aspekten sollten Laborversuche näheren Aufschluß über das Verhalten von höheren Wasserpflanzen unter Zinkeinfluß ergeben. Da Zink im Wasser immer als 2-wertige Verbindung vorliegt, war es notwendig, eine Löslichkeit in jedem Falle zu gewährleisten. In der Natur hängen die Stabilitätsbeziehungen der Zink-Verbindungen stark vom pH-Wert und dem Redoxpotential der Lösung ab. Dabei können die Verbindungen ZnS , $Zn(OH)_2$, $ZnCO_3$ und ionogenes Zink im pH-Bereich von 7-9 durchaus vorhanden sein. Unabhängig von den chemischen Verbindungen spielen sich auch zahlreiche, oft physikalisch-chemisch bedingte Vorgänge wie Kationenaustausch und Adsorption an der Oberfläche von anorganischen und organischen Teilchen ab. Im organischen Bereich spielen bei den Schwebstoffen die Humin- und Fulvinsäuren eine bedeutende Rolle (FÖRSTNER u. MÜLLER 1974; GAMBLE, SCHNITZER 1973; SCHNITZER, KHAN 1972).

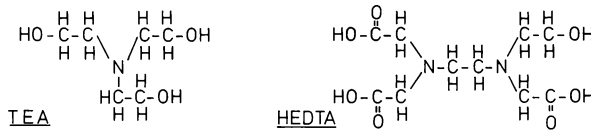
Um Ausfällungen zu verhindern und die natürlichen Verhältnisse annäherungsweise zu simulieren, wurde als Komplexbildner die synthetisch hergestellte Nitrilotriessigsäure (NTA) verwendet (vgl. Abb. 1). Sie besitzt ein relativ geringes Molekulargewicht und verfügt über eine hohe Stabilitätskonstante gegenüber Zink (SILLEN u. MARTELL 1964, DOWNEY 1966).

SYNTHETISCHE KOMPLEXBILDNER

A) Aminocarbonsäuren

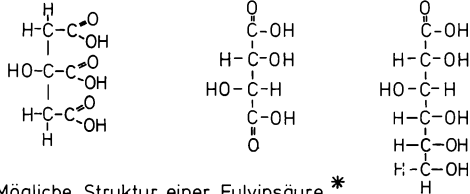


B) Hydroxyaminocarbonsäuren



NATÜRLICHE KOMPLEXBILDNER

A) Citronensäure Weinsäure Gluconsäure



B) Mögliche Struktur einer Fulvinsäure *

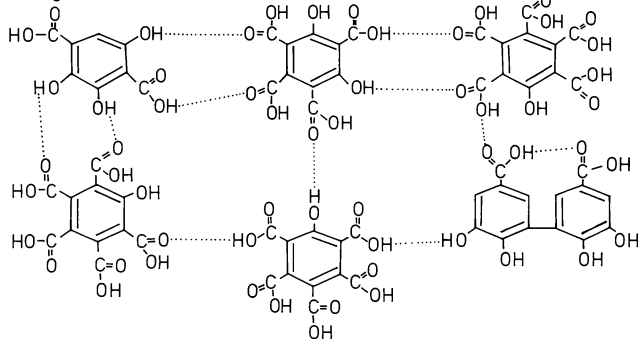


Abb. 1 Synthetische und natürliche Komplexbildner

In einer Aquarienanlage (SCHUSTER 1976) wurden 4 verschiedene Wasserpflanzenarten getestet. Von den Versuchspflanzen, die jeweils aus Siedlungsgewässern entnommen waren, wurden 10 cm lange Terminalsprosse an Glasringen befestigt und in die 12 l fassenden Aquarien eingebracht. Die Versuche erfolgten ohne Sediment. Die Verwendung von apikalen Sproßteilen genügt bei derartigen Versuchen, da dieser Teil der Pflanze hauptsächlich an der Primärproduktion beteiligt ist. Andere Autoren verwendeten für Assimilationsversuche manchmal nur Blätter (HOPE et al. 1972).

Nach einer Untersuchung und Bonitierung der unbelasteten Sprosse wurde aus einer Stammlösung das vollständig komplexierte Zink (aus ZnO und NTA) je nach der gewünschten Konzentration in die einzelnen Aquarien gegeben. Diese Konzentration wurde während einer dreiwöchigen Versuchszeit aufrechterhalten, indem ständig aus Vorratsbehältern neue Lösung zugeführt und verbrauchte abgeleitet wurde. Die Aquarien wurden täglich 13 Stunden mit Halogendampflampen (8000 Lux) beleuchtet. Dabei war in den Aquarien eine Temperatur von $12^{\circ}C$ eingestellt. Mittels Pasteur-Pipetten wurde ständig Luft eingesprudelt, die mit CO_2 angereichert war. Bei genügend genauer Dosierung läßt sich ein den Verhältnissen in natürlichen Gewässern der Pflanzen angepaßter pH-Wert von etwa 7.5 einhalten.

Während der gesamten Versuchszeit wurden verschiedene Parameter registriert, die sich als Beurteilung für eine Beeinflussung der Pflanzen verwenden lassen. Dazu gehört die physiognomische Bewertung mit photographischer Fixierung sowie die Vermessung von Sproßwuchs und Blattflächenzunahme. Soweit die Pflanzen in diesem Zeitraum zur Wurzelbildung neigten, wurde der Quotient Wurzelgewicht/Sproßgewicht (trocken) herangezogen. Wie aus den folgenden Ausführungen zu sehen sein wird, sind die eben genannten Parameter nicht immer genau und ausreichend. Deshalb wurde das Hauptaugenmerk auf die Nettoassimilationsrate gerichtet. Eine entsprechende Meßanordnung wurde von SCHUSTER u. KREEB 1976 vorgestellt. SCHUSTER (in KREEB 1977) legt dar, was zur korrekten Durchführung der Messung notwendig ist.

Die Nettoassimilationsrate ist in den Abb. 2-13 dargestellt. Dabei zeigt - bei den geraden Nummern - die Teilabbildung a jeweils die tatsächlichen Meßwerte, bezogen auf die Blattfläche oder, wo diese schwer feststellbar ist, auf das Frischgewicht. In b werden die Werte auf die Kontrolle, die jedesmal mit 100% angesetzt wurde, bezogen. In getrennten Abbildungen - ungerade Nummern - werden sämtliche Meßwerte auf den Versuchsbeginn (= 100%) bezogen.

Die Nettoassimilationsrate (NAR) der Kontrollpflanzen sank (außer bei *Elodea canadensis*) immer ab. Dafür können die Faktoren Substratmangel, natürliche Alterung der Pflanzen und Wurzellosigkeit der Grund sein. Aus technischen Gründen wurden alle 4 Pflanzen gleichen Versuchsbedingungen ausgesetzt, obwohl die Standortsansprüche nicht übereinstimmen.

3.2 Verhalten von *Potamogeton crispus*

Das Krause Laichkraut (*Potamogeton crispus*) kommt in Seen und Fließgewässern vor. Die Ernährungsgrundlage bildet normalerweise eutrophes Wasser, jedoch hat diese Pflanze eine große ökologische Breite. Die Versuchspflanzen stammen aus einem harten Fließgewässer der Schwäbischen Alb, dessen Temperaturen während des Jahres von 6 bis $16^{\circ}C$ schwanken.

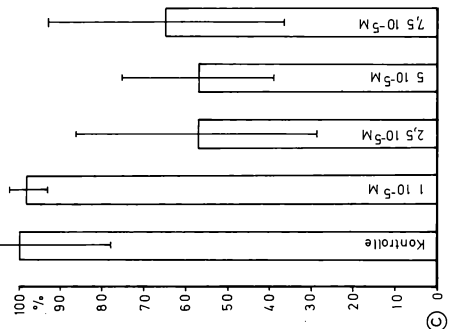
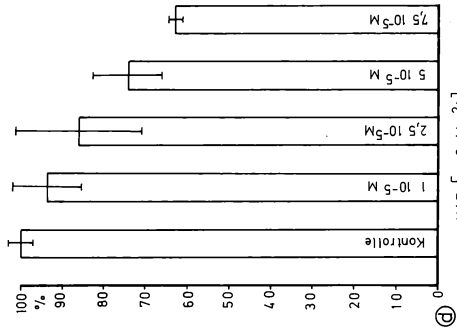
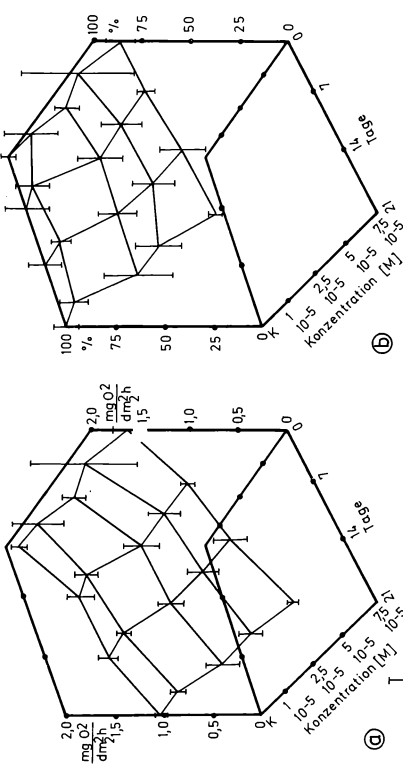
Unter Zinkchelatl-Einfluß ist die NAR nach 21 Tagen bei Bezug auf das Trockengewicht deutlich vermindert (Abb. 2d), und zwar in abgestufter Reihenfolge merklich ab 5×10^{-5} Mol/l. Die Assimilation, bezogen auf die Blattfläche, ist auch beeinträchtigt, jedoch nicht vor dem 21. Tag und nur bei einer Konzentration ab 7.5×10^{-5} Mol/l. Der Sproßwuchs wird ab 2.5×10^{-5} Mol/l vermindert, jedoch ist die Reduktion wegen der beobachteten Streubreite nur schwach statistisch gesichert (Abb. 2c). Abb. 4 (a und b) zeigt eine deutliche Schädigungsschwelle bei einer Konzentration von 10^{-4} Mol/l, und zwar setzt die Schädigung schon nach 14 Tagen ein. Das Wachstum wird ab 2.5×10^{-4} Mol/l reduziert.

3.3 Verhalten von *Groenlandia densa*

Groenlandia densa, eine Art karbonatreicher Gewässer, zeigt eine engere ökologische Amplitude als *P. crispus*, da sie stärker verschmutzte Gewässerbereiche meidet. Das verwendete Pflanzennmaterial stammte aus einem grundwassergespeisten, typisch kühlsstenothermen Bach auf der Schwäbischen Alb. Die Temperaturen schwanken über das ganze Jahr hinweg nur zwischen 9 und $11^{\circ}C$. Da die Art sehr zahlreiche Seitentriebe ausbildet und daher viele Blätter hat, wurde als Bezugsgröße das Frischgewicht verwendet.

Die Pflanze reagiert schon nach 14 Tagen recht deutlich bei 10^{-5} Mol/l (Abb. 6 und 7). Die Assimilationsrate, bezogen auf das Trockengewicht, korreliert sehr gut mit der Bezugsgröße Frischgewicht (Abb. 6c). In der NAR zeigt sich, daß schon nach 7 Tagen abgestuft eine Schädigung erkennbar ist (Abb. 9), und daß sich die Auswirkung der verschiedenen Schadstoffkonzentrationen mit der Zeit immer mehr ähnelt. Nach 21 Tagen ist bei den Konzentrationen 10^{-4} bis 10^{-3} Mol/l die Assimilation gleichmäßig reduziert.

Da diese Pflanzen nach dem Einsetzen zahlreiche Wurzeln ausbildeten, wurde der eingangs schon erwähnte Quotient aus Wurzelgewicht/Sproßgewicht (trocken) gebildet. Er zeigt ebenfalls, daß Zinkeinfluß schon ab 10^{-5} Mol/l deutlich wird. Das Wurzelwachstum läßt nach, besonders ausgeprägt bei höheren Konzentrationen (Abb. 6). Bei der Ansiedlung ist diese Pflanzenart, da sie oft in rasch fließendem Wasser vorkommt, auf schnelles Wurzelwachstum angewiesen.



a: NAR [$\text{mg O}_2/\text{dm}^2\text{h}$]
b: NAR/ dm^2 in % der Kontrolle
c: Sprosszuwachs in % der Kontrolle am 21. Tag
d: NAR/g TG in % der Kontrolle am 21. Tag
[= S_D n = 4

Abb. 2
Versuchspflanze : Potamogeton crispus
Testsubstanz : Zn - NTA

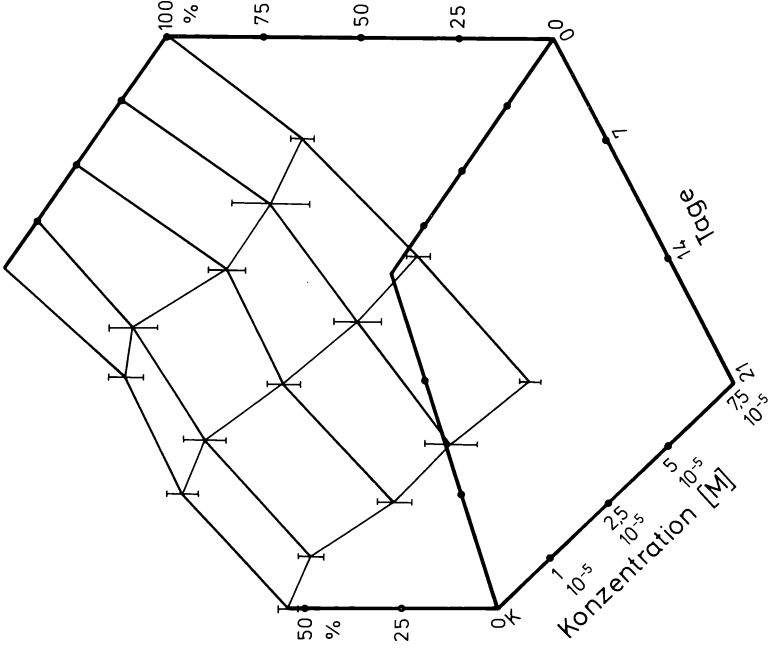


Abb. 3
Aquarienversuch
Versuchspflanze : Potamogeton crispus
Testsubstanz : Zn - NTA

Nettoassimilationsrate
Blattflächeneinheit in %
[= S_D n = 4

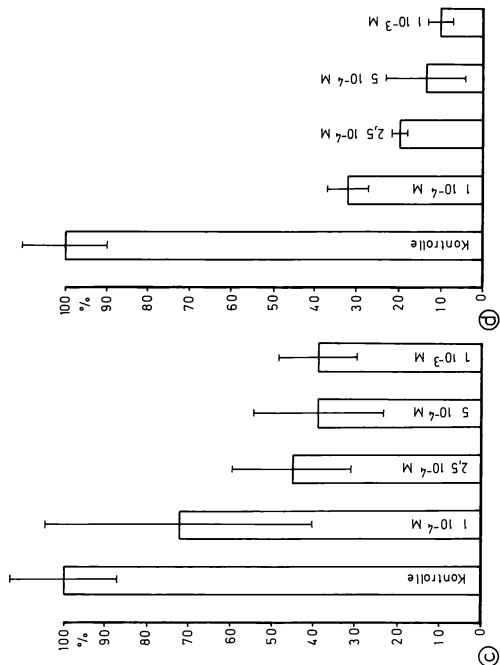
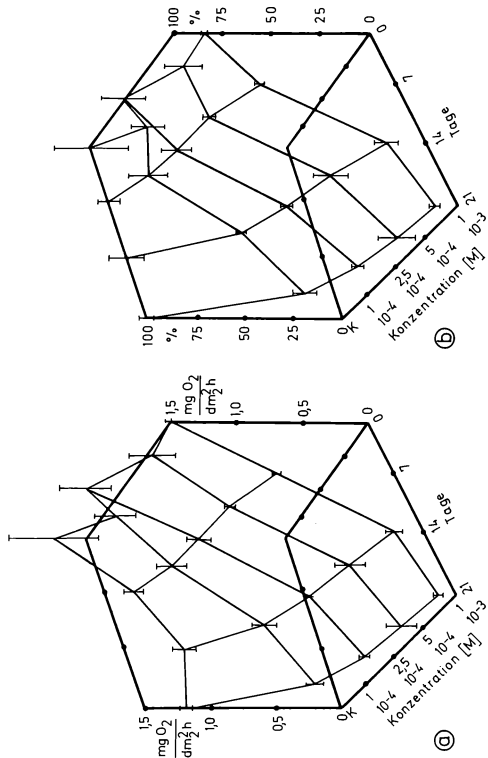


Abb. 4 : Aquarienversuch
Versuchspflanze : Potamogeton crispus
Testsubstanz : Zn-NTA

a : NAR [mg O₂/dm² h]
b : NAR/dm² in % der Kontrolle
c : Sprosszuwachs in % der Kontrolle am 21. Tag
d : NAR/g TG in % der Kontrolle am 21. Tag
n = 4
] = SD

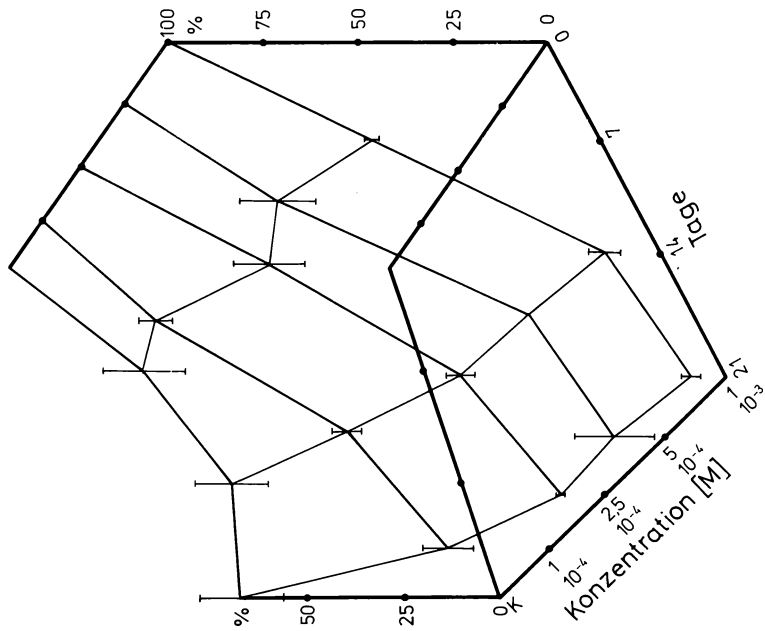


Abb. 5 : AQUARIENVERSUCH :
VERSUCHSPFLANZE :
TESTSUBSTANZ :
DARSTELLUNG :
Salz
Elodea canadensis
Chlorid (500 mg Cl⁻/l)
Nettoassimilationsrate in %
der Ausgangsleistung
n = 8,] = $\bar{x} \pm s_m$ für P=5%

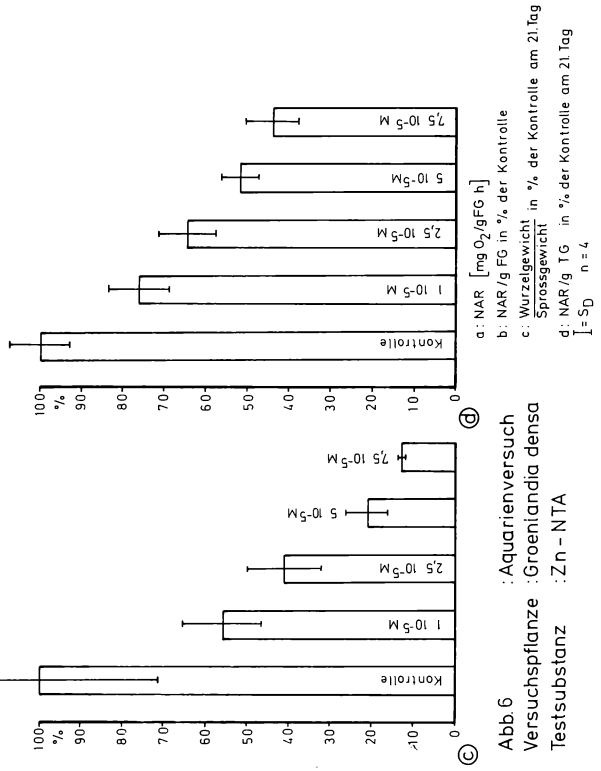
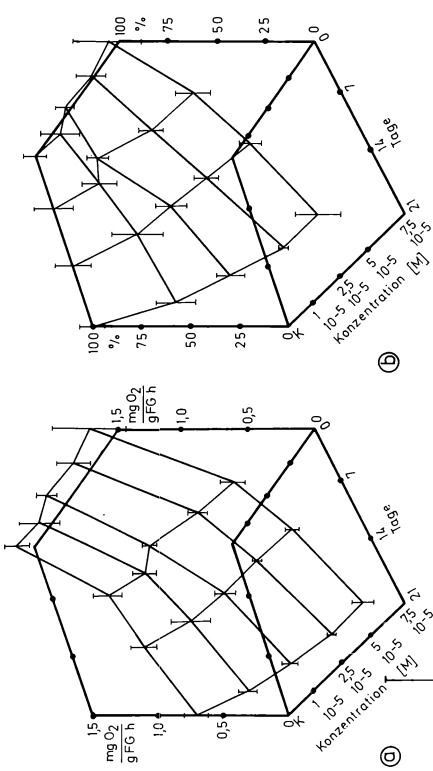


Abb. 6 : Aquarienversuch
Versuchspflanze : Groenlandia densa
Testsubstanz : Zn - NTA

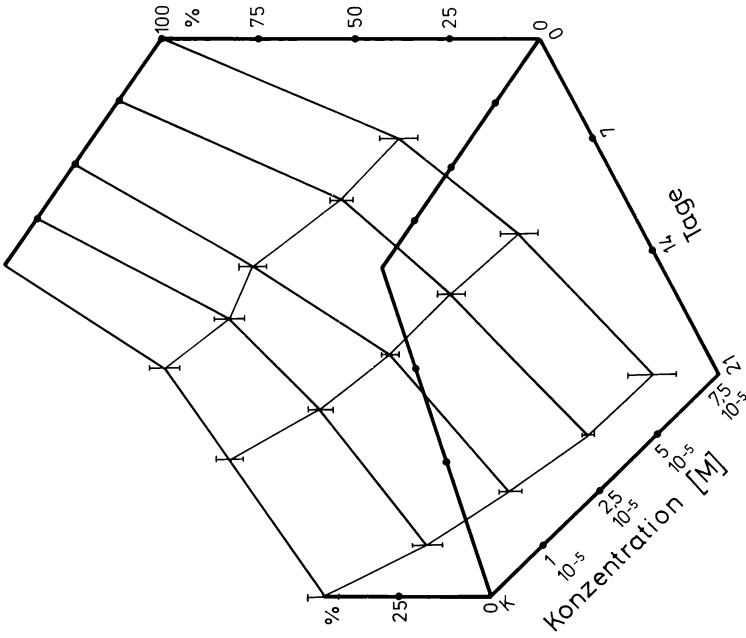


Abb. 7
Aquarienversuch
Versuchspflanze : Groenlandia densa
Testsubstanz : Zn - NTA

Nettoassimilationsrate
Frischgewicht in %
der Ausgangsleistung
[] = S_D n = 4

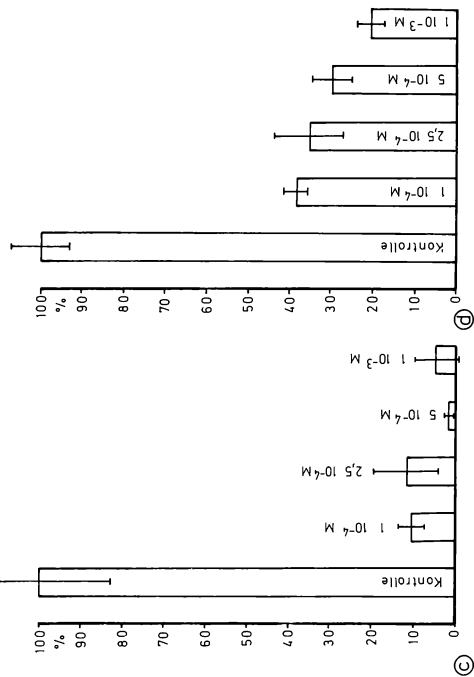
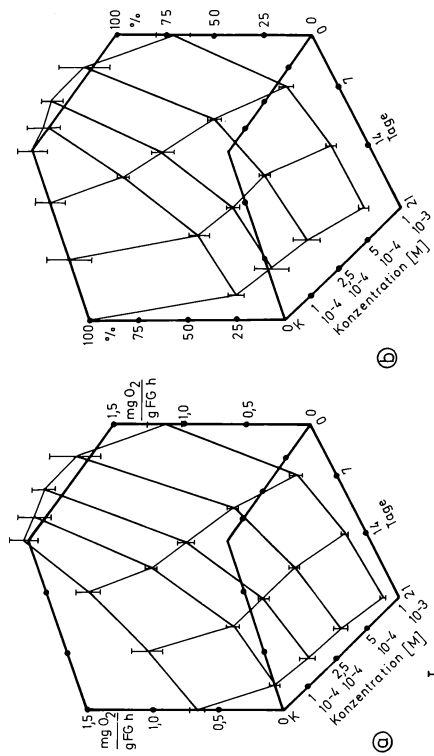


Abb. 8 : Aquarienversuch
Versuchspflanze : *Groenlandia densa*
Testsubstanz : Zn - NTA

a : NAR [mg O₂/gFG · h]
b : NAR/gFG in % der Kontrolle
c : Wurzelgewicht in % der Kontrolle am 21.Tag
d : NAR/g FG in % der Kontrolle am 21.Tag
I = S_D n = 4

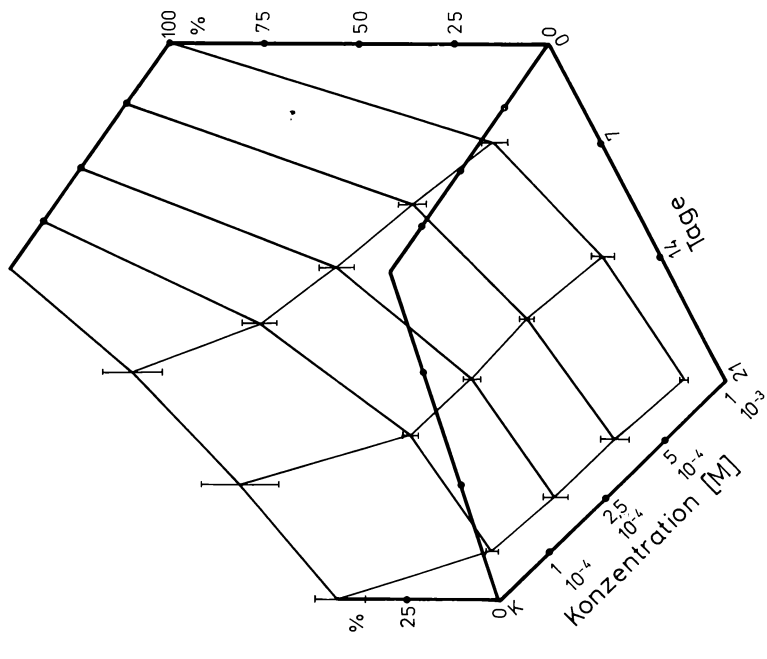


Abb. 9 : Aquarienversuch
Versuchspflanze : *Groenlandia densa*
Testsubstanz : Zn - NTA

Nettoassimilationsrate
Frischgewicht in %
der Ausgangsleistung
I = S_D n = 4

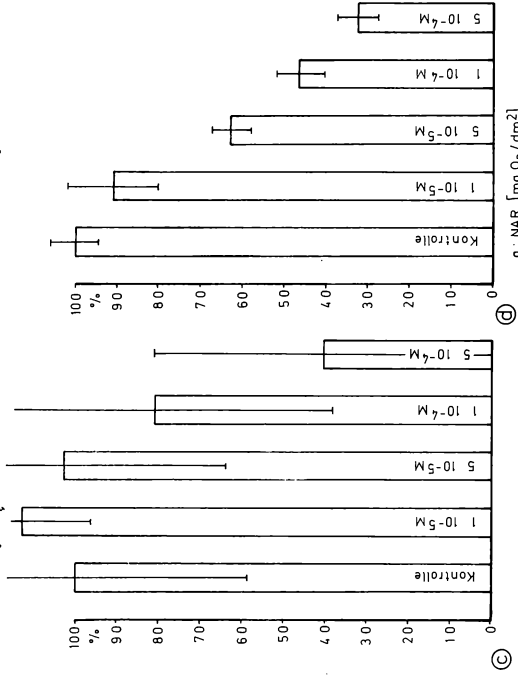
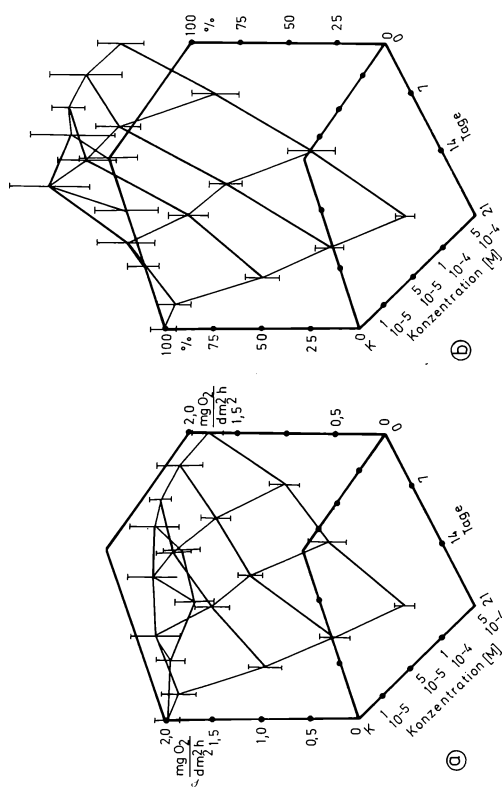


Abb. 10 : Aquarienversuch
Versuchspflanze : *Elodea canadensis*
Testsubstanz : Zn-NTA

a: NAR [mg O₂/dm²]
b: NAR/dm² in % der Kontrolle
c: Blattflächenzuwachs in % der Kontrolle am 21. Tag
d: NAR / g TG in % der Kontrolle am 21. Tag
[= S_M t für P=5% n=10

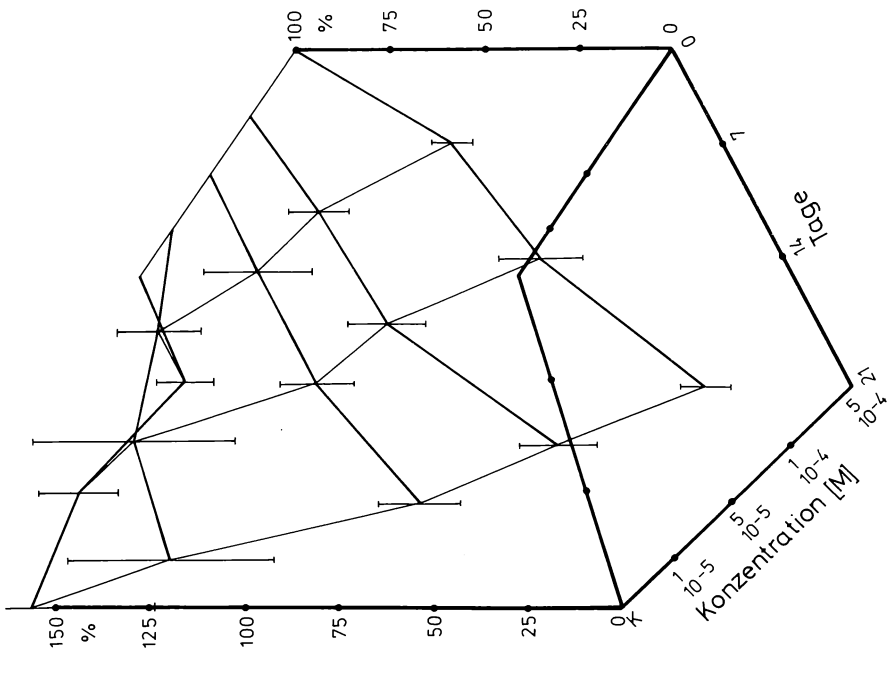


Abb. 11
Aquarienversuch
Versuchspflanze : *Elodea canadensis*
Testsubstanz : Zn-NTA

Nettoassimilationsrate
Blattflächeneinheit in %
der Ausgangsleistung
[= S_M t für P=5% n=10

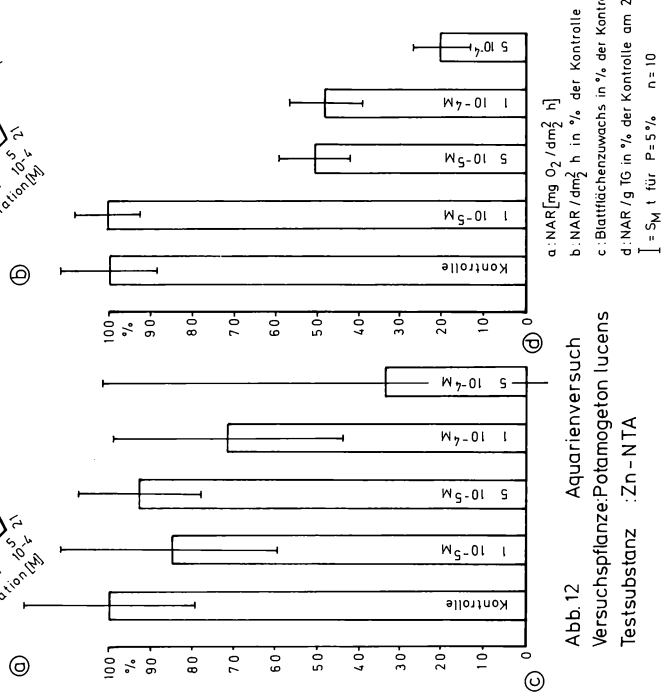
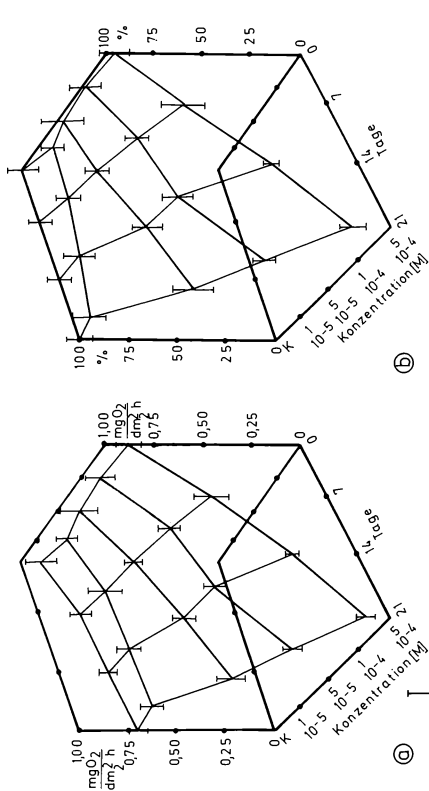
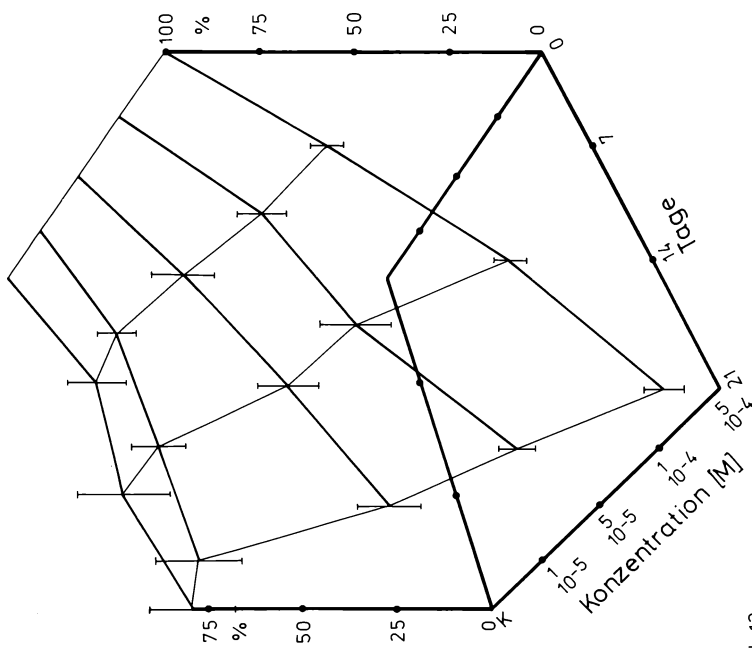


Abb. 12 Aquarienversuch
Versuchspflanze: Potamogeton lucens
Testsubstanz : Zn - NTA

Abb. 13
Aquarienversuch
Versuchspflanze : Potamogeton lucens
Testsubstanz : Zn - NTA
Nettoassimilationsrate
Blattflächeneinheit in %
der Ausgangsleistung
 $\bar{I} = S_M$ t für P=5% n=10



Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, daß während des gesamten Versuchszeitraumes keine einzige dieser Pflanzen die Letalitätsgrenze erreichte. Sproßspitze und schnell gebildete Seitentriebe zeigten immer noch Wachstum und erzeugten Sauerstoff.

3.4 Verhalten von *Elodea canadensis*

Elodea canadensis, die Kanadische Wasserpest, ist schwerpunktmäßig eine eutraphente Pflanze und besiedelt Fließ- und Stillgewässer. Das Freilandmaterial stammt wiederum von der Schwäbischen Alb.

Nach Versuchsbeginn zeigten die Pflanzen Wachstum und eine Steigerung der Assimulationsleistung bis über 150% des Anfangs (Abb. 11). Andererseits war zu beobachten, daß sich kleine Algen an den Blättern festhefteten, deren Anteil an der Produktion nicht abgeschätzt werden konnte. Da die Algen sichtbar frühestens nach 14 Tagen in Erscheinung traten, konnte dies allerdings nicht der alleinige Grund für einen Anstieg der Assimilation sein.

Wie aus Abb. 10a ersichtlich ist, liegt die Anfangsleistung der Kontrolle sehr niedrig. Dadurch ergibt sich ein eindeutiges Schädigungsbild nach 21 Tagen erst bei 5×10^{-4} Mol/l. In Abb. 11 wird zwar schon bei 10^{-5} Mol/l eine Schädigung festgestellt, sie ist jedoch nicht signifikant vorhanden. Durch die Bezugsgröße Assimilation/Trockengewicht wird dies auch bestätigt (Abb. 10d). Der Blattflächenzuwachs (Abb. 10c) konnte bei geringen Zinkmengen etwas gesteigert werden. Ob es sich hierbei um eine echte Kompensation handelt, ist jedoch nicht festzustellen, da die Streuungen durchweg sehr hoch sind.

3.5 Verhalten von *Potamogeton lucens*

Das Glänzende Laichkraut (*Potamogeton lucens*) stammt aus einem Teich bei Stuttgart, der beträchtliche chemische und physikalische Schwankungen aufweist. Die Wasserhärte variiert im Bereich zwischen 12 und 18° dH. Dies rührt wahrscheinlich daher, daß im Frühjahr fast die gesamte Wassermasse von der eben genannten Pflanzenart durchsetzt wird, die das Wasser biogen entkalkt. Angesichts der geringen Wassertiefe von 80 cm folgt die Wassertemperatur dem Tagesgang. Die Sauerstoffsättigung wird durch Pflanzenassimilation und Atmung geprägt, ebenso der pH-Wert. Im Winter wird das Wasser abgelassen; nur die Rhizome verbleiben im schlammigen Grund. Dementsprechend zeigen die darin befindlichen Pflanzen eine ausgeprägte Jahresperiodizität und altern im Herbst. Das wirkt sich natürlich auf die Assimulationsleistung aus.

Eine Schädigung durch Zink konnte beim Glänzenden Laichkraut ab 5×10^{-5} Mol/l festgestellt werden (Abb. 12 u. 13), und zwar signifikant schon nach 14 Tagen. Korrelation besteht auch zu der Bezugsgröße Assimilation/Trockengewicht nach 21 Tagen; nicht hingegen signifikant ist die Auswirkung beim Blattflächenzuwachs (Abb. 12c): Obwohl sich bei 5×10^{-4} Mol/l eine deutliche Verminderung zeigt, sind die Streuungen der einzelnen Behandlungen sehr groß.

4. Diskussion der Ergebnisse

Drei Punkte können als wesentlichste Ergebnisse festgestellt werden:

Erstens sind, zumindest bei den hier vorgestellten Wasserpflanzen, Erntemethoden sowie Messungen des Zuwachses nur mit sehr großem Vorbehalt als Parameter für eine Schädigung zu verwenden. Dagegen ergibt die Messung der Nettoassimulationsrate schon bald und kennzeichnend Aufschluß über den Zustand der Pflanze. Im allgemeinen stimmen die Assimilationswerte, bezogen auf die Blattfläche, mit den auf die Trockensubstanz bezogenen gut überein. Noch besser korrespondieren die Werte Nettoassimilation/Frischgewicht und Nettoassimilation/Trockengewicht (*Groenlandia densa*), da hierbei das Gewicht als gemeinsame Bezugsgröße in Erscheinung tritt.

Zweitens konnte festgestellt werden, daß die 3 Pflanzen *Potamogeton crispus*, *P. lucens* und *Elodea canadensis* am Ende der Meßperiode bis 5×10^{-5} Mol/l übereinstimmend signifikante Schädigungszeichen gegenüber der Kontrolle zeigen. *Groenlandia densa* reagiert schon bei 10^{-5} Mol/l abweichend von den unbelasteten Kontrollpflanzen.

Bei einem Vergleich der Konzentrationen, die im Labor zu einer Schädigung führten, mit den in natürlichen Gewässern vorkommenden Mengen zeigt sich, daß die niedrigste schädigende Zinkkonzentration bei *Groenlandia* etwa das Doppelte, bei den übrigen verwendeten Pflanzenarten das zehnfache der in Fließgewässern gemessenen Werte betrug. Bei den Wasseranalysen wurde dabei nur das gelöste Zink berücksichtigt. Wie schon erwähnt, tragen jedoch auch Schwebstoffe unterschiedlicher Korngröße stark zur Schwermetallbelastung bei.

Drittens muß beachtet werden, daß trotz der einheitlichen Meßanordnung die Individualität der Pflanzen erhalten bleibt und auch berücksichtigt werden muß. So hat unter substratlosen Aquarienbedingungen *Potamogeton lucens* gar keine, *P. crispus* und *Elodea canadensis* einige, *Groenlandia densa* jedoch sehr viele Wurzeln ausgebildet. Dies hat natürlich Folgen für die Aufnahme der Metalle und führt vielleicht zu der höheren Empfindlichkeit der letztgenannten Pflanze. Auch die unterschiedlichen Wachstumseigenschaften und ökologischen Ansprüche (inkl. Nährstoffbedarf) der einzelnen Arten sind zu berücksichtigen.

5. Zusammenfassung

Vier submerse Wasserpflanzenarten von unterschiedlichen Standorten wurden drei Wochen lang mit Zinkchelat belastet, dabei wurden verschiedene Parameter gemessen. Das Wachstum und die Zunahme der Blattfläche eignen sich im allgemeinen sehr wenig als Beurteilungsgrundlage, da hierbei enorme Abweichungen vom Mittelwert festzustellen sind. Als signifikante Bezugsgröße hat sich die Nettoassimilationsrate, bezogen auf Blattfläche, Frisch- und Trockengewicht herausgestellt. Bei *Groenlandia densa* konnte hingegen auch das Wurzelwachstum als Maßgröße herangezogen werden. Übereinstimmend zeigt sich bei den 3 Pflanzen *Potamogeton crispus*, *Elodea canadensis* und *P. lucens* eine Schädigung ab 5×10^{-5} Mol/l nach 21 Tagen. Bei höheren Konzentrationen ist die Schädigung schon früher erkennbar. *Groenlandia densa* wird nach 3 Wochen bereits durch eine Konzentration von 10^{-5} Mol/l geschädigt.

Literatur

- ANTONOVICS J., BRADSHAW A.D., TURNER R.G., 1971: Heavy metal tolerance in plants. Adv. Ecol. Res. 7: 1-85.
- BANAT K., FÖRSTNER U., MÜLLER G., 1972: Schwermetalle in Sedimenten von Donau, Rhein, Ems, Weser und Elbe im Bereich der Bundesrepublik Deutschland. Naturwissenschaften 59: 525-528.
- BENGER H., KEMPF T., 1972: Vorkommen von Schwermetallionen im Trinkwasser. Bundesgesundheitsbl. 15(2): 17-20.
- BUCKENBERGER U., LODEMANN C.K.W., LOESCHKE J., 1972: Die Verteilung der Schwermetalle in ober- und unterirdischen Wässern sowie in Böden des Neckartales oberhalb Tübingen. Oberrh. geol. Abhandl. 21: 43-62.
- DIETZ F., 1972: Die Anreicherung von Schwermetallen in submersen Pflanzen. Gwf-wasser/abwasser 113(6): 269-273.
- DOWNY T.A., 1966: Organic chelating agents. Soap and Chemical Specialities 42: 52.
- FÖRSTNER U., MÜLLER G., 1974: Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Berlin/Heidelberg/New York (Springer): 225 S.
- GAMBLE D.S., SCHNITZER M., 1973: The chemistry of fulvic acid and its reactions with metal ions. In (Ed. P.C.SINGER): Trace metals and metal-organic interactions in natural waters. Ann Arbor (Sc.Publ.).
- GRAČANIN M., 1928: Ein Beitrag zur Zinkfrage in der Pflanzenbiochemie. Biochem. Z. 194: 215-230.
- HEWITT E.J., 1958: The role of mineral elements in the activity of plant enzyme systems. In (Ed. W. Ruhland): Handb. Pflanzenphys. 4: 427-481.
- HOPE A.B., LÜTTGE U., BALL E., 1972: Photosynthesis and apparent proton luxes in *Elodea canadensis*. Z. Pflanzenphysiol. 68(1): 73-81.
- KREB K., 1977: Methoden der Pflanzenökologie. Jena (Fischer): 235 S.
- MEINCK F., STOFF H., KOHLSCHÜTTER K., 1968: Industrie-Abwässer. Stuttgart (Fischer): 741 S.
- MENGEL K., 1972: Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Jena (Fischer): 470 S.
- SCHLEICHERT U., HELLMANN H., 1973: Auftreten und Herkunft von Zink in Gewässern (Literaturbericht 1972/73). Koblenz (Bundesanst. f. Gewässerkunde): 32 S.
- SCHNITZER M., KHAN S.U., 1972: Humic substances in the environment. New York (Marcel Dekker): 327 pp.
- SCHUSTER H., 1976: Die Beeinflussung des CO_2 -Gaswechsels von höheren Wasserpflanzen durch Schwermetalle. Zulassungsarbeit wiss. Prüf. Höh. Lehramt Univ. Hohenheim (Inst. f. Landeskultur u. Pflanzenökologie): 101 S.
- , KREB K., 1976: Indikationen von Schwermetallschädigungen an höheren Wasserpflanzen über den CO_2 -Gaswechsel. Daten und Dokumente zum Umweltschutz (Univ. Hohenheim) 19: 133-140.
- SIERP F., ZIEGLER H., 1943/44: Der Einfluß von Zink auf die Abwasserreinigung. Vom Wasser 16. Berlin (Verlag Chemie).
- SILLEN L.G., MARTELL A.E., 1964: Stability constants of metal-ion complexes. Spec. Publ. (Chemical Society London), 17.
- SNELL K., 1908: Untersuchungen über die Nahrungsaufnahme der Wasserpflanzen. Flora 98: 213-249.
- STILES W., 1958: Essential micro-(trace)elements. In (Ed. W. Ruhland): Handb. d. Pflanzenphys. 4.
- TURKEKIAN K.K., 1969: The oceans, streams and atmosphere. In (Ed. K.H. Wedepohl): Handb. Geochemistry 1: 297-323.
- WEDEPOHL K.H., 1972: Zinc. Abundance in natural waters and in the atmosphere. Handb. Geochemistry 2(3).

Adressen

Hariolf Schuster,
Prof. Dr. Alexander Kohler
Inst. f. Landeskultur u. Pflanzenökologie
Universität Hohenheim
Postfach 106
D-7000 Stuttgart 70

Prof. Dr. Karlheinz Kreeb
Inst. f. Pflanzenökologie d. Universität Bremen
Achterstraße, NW 2
D-2800 Bremen 33

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1978

Band/Volume: [7_1978](#)

Autor(en)/Author(s): Schuster Hariolf, Kohler Alexander, Kreeb Karl Heinz

Artikel/Article: [Experimentelle Untersuchungen zur Zinkbelastung von submersen Makrophyten 261-271](#)