

Zum Indikatorwert von submersen Wassermoosen in Iller und oberer Donau

Eva Burkhardt, Hermann Muhle und Sieghard Winkler

Aquatic mosses in the rivers Iller (Bavaria) and upper Danube (Baden-Württemberg) were mapped. Sampling was carried out at 5 km intervals on submerged habitats close to the lowest water level in late autumn. *Fontinalis antipyretica* was found to have a wide ecological amplitude since it occurred on nearly all investigated sites. This moss was analyzed for heavy-metal-accumulation of copper, lead and cadmium. Effluents mainly from industrial complexes of the eastern Black Forest produce the highest concentrations in the area investigated. *Fontinalis* is not only thought to be a good monitor species for those elements, but also considered to be suitable for species banking. Other aquatic mosses in the alpine watershed of the Iller were found to accumulate high amounts of manganese. The natural contamination source was located in the 'manganese schists' of the Jurassic Allgäu-strata. In this alpine and subalpine area, however, due to high diversity of microhabitats in the mountain streams it seems difficult to use aquatic mosses as pollution indicators.

Alpine watersheds, aquatic mosses, aquatic pollution, cadmium, copper, Fontinalis antipyretica, heavy metals, lead, manganese.

1. Problemstellung

Die Belastung von Wassereinzugsgebieten mit Schwermetallen erfolgt nicht nur durch Zufuhr von Schwermetallionen aus dem industriell-urbanen Raum und aus dem Agrossektor, sondern auch aus geologischen Strukturen über Quellen gespeist und durch den Abfluß über diese Schichtengebäude (HASLER 1975; VITOUSEK 1977). Der hohe analytische Aufwand legt es nahe, statt Schwermetalle im Wasser bzw. im Sediment zu bestimmen, nach einem schwermetallakkumulierenden Bioindikator zu suchen. Die Gefäß-Makrophyten wurden schon mehrfach als Zeiger für Wasserverschmutzungen genutzt (KÖHLER et al. 1974, 1978), aber die Bedeutung submerser Moose als Bioindikatoren wurde nur in begrenzten Flußabschnitten untersucht (z.B. BACKHAUS 1967; FRAHM 1974).

In dieser Arbeit wird die Verbreitung der Wassermoose in Iller und oberer Donau untersucht und an ausgewählten Standorten und Arten werden die Schwermetallgehalte an Blei, Cadmium, Kupfer und Mangan in submersen Moosen bestimmt.

2. Untersuchungsgebiet und Wasserqualität

Vor den Untersuchungen wurde die allgemeine hydrologische Situation von Iller und oberer Donau analysiert. Diese Voruntersuchungen ergaben eine Vorstellung über Art und Ort der Abwasserbelastung (ECKL 1967; UNGER 1969), über geologische und edaphische Verhältnisse der Einzugsgebiete (GEYER et al. 1968; RICHTER 1966; WAGNER 1950) und über hydrologische Besonderheiten (REUTER 1952; KNIE 1966). Von besonderer ökologischer Bedeutung ist die Tatsache, daß schon im Oberlauf von Breg und Brigach Belastungen nachweisbar waren (BURKHARDT 1981) und auch im Illereinzugsgebiet biologisch wirksame Verunreinigungen gefunden wurden (DENNEWILL 1979; MÖSLEIN 1979). Neben diesen Belastungen durch dörfliche und kleinindustrielle Abwässer finden sich auch städtische Einflüsse besonders im Bereich Donaueschingen-Tuttlingen bzw. Kempten. Der wesentliche Unterschied zwischen den beiden Einzugsgebieten ist die unterschiedliche Wasserführung und auch die wesentlich steilere Gefällskurve der Iller mit ihren aus dem Kalkalpenraum kommenden Nebenflüssen.

2.1 Einzugsgebiet der Iller

Die Iller durchschneidet in den nördlichen Kalkalpen Teile von sedimentären Serien des Oberostalpin, Penninikum, Helveticum, Ultrahelveticum und schließlich der Molasse (GWINNER 1971). Am weitesten nach Süden stößt die Stillach in die Allgäuschichten des Bajuvaricums vor. Auch Trettach und Ostrach - mit dem Obertalbach - reichen in die Allgäuschichten hinein, während der Bärghündelsbach der Ostrach sich bis in die Tannheimer Schichten erstreckt (RICHTER 1966). Stillach, Ostrach und Trettach durchfließen dann mit Unterbrechungen die kalkreichen Serien der Kössener Schichten und Rhätkalke, Hauptdolomit und Raibler Schichten. Unterbrechungen erfolgen durch Reste der Allgäuschichten und solche des Unterostalpin. Während einige südliche Nebenflüsse der Breitach auch noch in den letzteren Bereich vorstoßen, fließt diese jedoch hauptsächlich durch Schichten der Ütschendecke und Feuerstätter Decke. Auch Stillach, Trettach und Ostrach durchfließen in ihrem Unterlauf diese Decken. Während die Ostrach bei Hindelang Schichten des Helveticums erreicht, findet man an der Breitach bei Hirschegg schon Schichten des Helveticums bzw. Ultrahelveticums. Diese von RICHTER (1966) als Säntisdecke und Liebensteiner Decke bezeichneten Schichten sind besonders im Westen der Iller zu finden, während verschürfte Wangschichten und Schichten der Grüntenzone mehr im Osten und kurz vor der Mündung der Ostrach zu finden sind. Eine gewisse Bedeutung erlangen auch Flyschbereiche mit Unterkreideschichten im Unterlauf der Trettach und Ostrach, dazu im Westen bei der Schönberger Ache. Der Talgrund nördlich Oberstdorf ist schon mit alluvialen Schottern und Sanden verfüllt; nördlich von Sonthofen muß man hingegen mit Anschnitten subalpiner Molasse und Vorlandmolasse rechnen. Langsam mehren sich dann glaziale Schotterkörper, durch die im wesentlichen die Iller bis zur Mündung in die Donau fließt.

2.2 Einzugsgebiet der Donau

Während die Iller Wasser aus dem Gebiet der Kalkalpen bis über 2000 m Höhe bezieht, reicht das Einzugsgebiet von Breg und Brigach nur wenig über 1000 m Höhe. Die beiden unweit voneinander entspringenden Quellen (Luftlinie 10 km) liegen im östlichen Zentralbereich des mittleren Schwarzwaldes, einem verzahnten Übergangsfeld vom Granitgebiet des Triberger Massivs zur südwärts anschließenden Gneisregion.

Beide Flüsse verlaufen fast parallel in südöstlicher Richtung. Nach der Gneisregion erreichen sie die dem Urgestein am Osthang aufliegende Buntsandsteinplatte, die im heutigen Stadium fast in ganzer Breite bis auf die darunter liegenden Urgesteine (Granit, Gneis) durchschnitten ist.

Dann durchfließen die beiden Wasserläufe die nacheinander folgenden Zonen des Muschelkalks und Lettenkeupers und vereinigen sich kurz unterhalb von Donaueschingen zur eigentlichen Donau, die ca. 5 km nach dem Zusammenfluß den Lettenkeuper verläßt. Nach einer schmalen Liaszone (Schwarzer Jura) gelangt sie - durch das Baar-Gebiet, entlang der Schwäbischen Alb - in die tonigen Schichten des Doggers (Brauner Jura). Den darauffolgenden Malm (Weißer Jura) 'durchbricht' die Donau zwischen Immendingen und Beuron. Die kalkigen Schichten des Malms sind von den Sickerwässern in erheblichem Maße ausgelaugt. Demgemäß werden sie von zahlreichen Klüften und Höhlen durchzogen, sind also verkarstet. Das versickerte Donauswasser sammelt sich in Karsthohlräumen bei Immendingen, Möhringen und Friedingen und sprudelt im 12 km entfernten Aachtopf, der stärksten Quelle Deutschlands empor. Der Wasserstand ist bei den Versickerungsstellen während der Sommermonate sehr niedrig. Das Flußbett kann bei Möhringen in dieser Zeit ausgetrocknet sein. Die Donau erneuert sich im Bereich von Tuttlingen durch einige Zuflüsse; ab Sigmaringen fließt sie durch das Gebiet der Rißmoränen und kommt schließlich ab Munderkingen in die untere Süßwassermolasse.

2.3 Wassergüte

2.3.1 Iller

Im Bereich von Oberstdorf, Sonthofen, Immenstadt und Kempten kommen die Güteklassen III und IV vor, was neben direkten Verursachern auch durch rein mechanische Kläranlagen bedingt ist. Der Raum Memmingen verfügt über eine vollbiologische Kläranlage, so daß ab Altusried wieder die Klasse II bis zur Mündung erhalten bleibt.

2.3.2 Donau

Die organische Belastung der Breg ist relativ gering, nur bei der Stadt Furtwangen zeigt sie auf Grund der Abwässer eine Verschlechterung von Gütestufe II nach Gütestufe III.

Schon im Quellgebiet hat die Brigach eine organische Belastung der Gütestufe II, vermutlich durch den landwirtschaftlich bedingten Nitratgehalt. Trotz Selbstreinigung hinter St. Georgen und Villingen erreicht die Brigach in Donaueschingen infolge direkter Abwassereinleitungen ein Belastungsmaximum an organischen Substanzen (Gütestufe V).

Noch durch die Abwässer von Donaueschingen belastet, erreicht die Donau nach Selbstreinigung und Zufluß mäßig belasteten Wassers von Aitrach und Köthach bis Immendingen wieder die Gütestufe II. Entlang den Versickerungen von Immendingen und Möhringen schwankt die Belastung zwischen Gütestufe III und IV bis Tuttlingen, wo die Donau als mehr oder weniger stehendes Gewässer fast durch

Tab. 1: Verbreitung der Wassermoose in der Iller von Tiefenberg (1) bis Ulm (22)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Fontinalis antipyretica	x	x	x		x	x	x		x		x	x					x	x	x	x	x	x
Platyhypnidium riparioides			x	x	x	x	x											x	x	x	x	x
Cinclidotus riparius	x	x	x				x	x											x	x	x	x
Cinclidotus fontinaloides																						x
Hygroamblystegium fluviatile																				x	x	
Wassergüte	3	2	3	2- 3	2	3- 4	2- 3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2

Tab. 2: Verbreitung der Wassermoose in oberer Donau von Donaueschingen (1) bis Ulm (37)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37
Fa	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ar	x	x	x	x	x	x	x				x	x										x	x	x	x					x	x				x	x	x
Br								x			x											x	x						x								x
Cr																						x	x		x											x	x
Pr				x	x												x	x							x												x
Hf				x									x										x	x					x								x
Fc																																					x
Wg	4	4	3	2	2	2	2	4	4	3	3	3	3	2	3	1	1	3	2	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	4	4	3	3	2

Fa - Fontinalis antipyretica, Ar - Amblystegium riparium, Br - Brachythecium rivulare, Cr - Cinclidotus riparius, Pr - Platyhypnidium riparioides, Hf - Hygroamblystegium fluviatile, Fc - Fissidens crassipes; Wg - Wassergüte.

Salpetersäure (suprapur) wurden in Teflongefäße gegeben, die bei 160° C 2 Stunden lang in Metallbomben eingeschlossen wurden. Die Proben wurden zur Weiterverarbeitung mit bidestilliertem Wasser auf 15 ml verdünnt. Die Metallgehalte wurden durch Atomabsorptionsspektroskopie (AAS 400, HGA 76, AS1, Perkin Elmer) bestimmt. Kupfer wurde mit der Flamme, Blei und Cadmium wurden durch flammenlose Atomabsorptionsspektroskopie in der Graphitrohr-Küvette (HGA 76) bestimmt.

4. Ergebnisse

Die Verteilung der Untersuchungsstandorte der Wassermoosekartierung wird in Abb. 1 wiedergegeben. Daten aus den Nebenflüssen der Donau in der Umgebung Ulms wurden von MUHLE et al. (1979) veröffentlicht. Eine Übersicht über die Verteilung der Wassermoose in Iller und oberer Donau ist aus Tab. 1 und 2 ersichtlich. Daten aus den Quellflüssen der Donau (Breg und Brigach), wie auch den alpinen Illerzuflüssen (Ostrach, Trettach, Stillach, Breitach und Schwarzwasserbach) sind hier aus Platzgründen weggelassen. Während im Mittellauf der Iller die Moose an vier Sammelstellen ganz ausfallen, gibt es eine vergleichbare Lücke in der Donau nicht. Ein gewisser Zusammenhang zwischen Wassergüte und Artenverteilung submerser Moose ist besonders aus Tab. 2 ersichtlich: In Gütestufe IV fallen die meisten Arten aus; in Stufe II und III scheint es keinen ersichtlichen Zusammenhang zu geben.

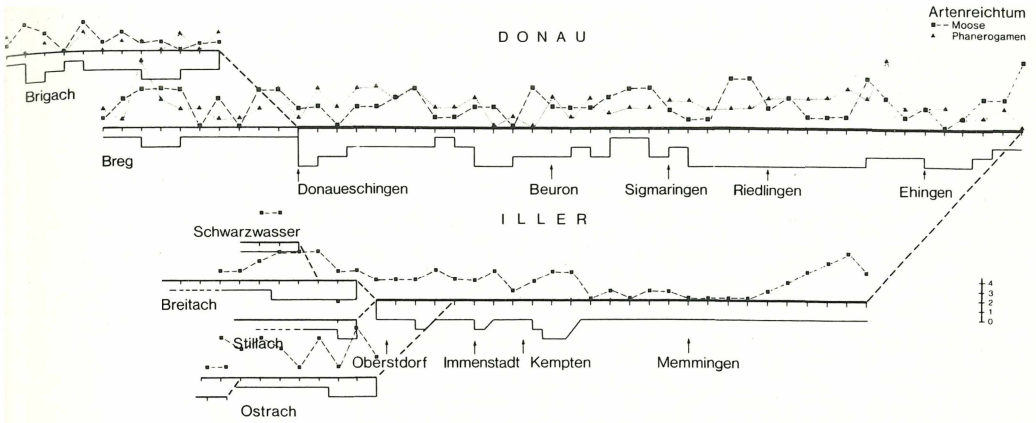


Abb. 2: Artenreichtum der Iller (Bryophyten) und oberen Donau (Phanerogamen, Bryophyten).
 Unter dem schematisierten Flußverlauf wird die Wassergüte angegeben (z.B. Bregquelle Stufe I, Sammelstelle nach Donaueschingen Stufe IV).

Hier ist besonders auf die Vielfalt und Konkurrenz von Phanerogamen hinzuweisen (Abb. 2). Zu erkennen ist aus dieser Abbildung der Moosreichtum in den alpinen Zuflüssen der Iller. Einen ähnlich hohen, aber von Sammelpunkt zu Sammelpunkt schwankenden Artenreichtum wie in der Ostrach findet man in der Breg. Die weiteste Verbreitung im Untersuchungsgebiet hat *Fontinalis antipyretica* (Abb. 3), welche sowohl in den Oberläufen der Iller- und Donauzuflüsse wie auch in den Unterläufen vorkommt. Deswegen und wegen Geländeerfahrungen wurde diese Art als möglicher Testorganismus näher betrachtet. Es konnten fast immer frei flottierende Rasen an vergleichbaren Standorten eingesammelt werden. Besonders in Bereichen der Wassergüteklasse IV erschienen allerdings die Rasen kürzer, veralgelt und weniger

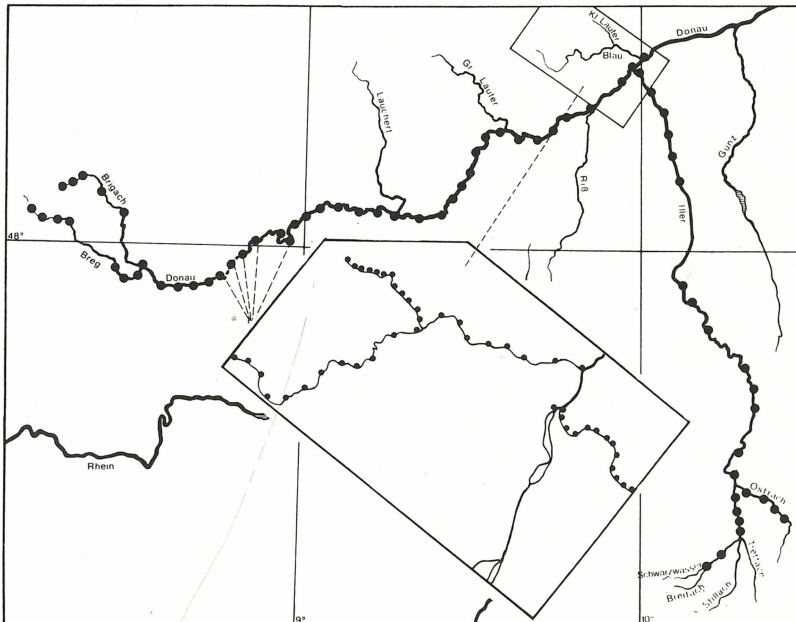


Abb. 3: Verbreitung von *Fontinalis antipyretica* in Iller und Donau. Blau, Kleine Lauter und unterste Iller wurden in einer Detailkartierung untersucht.

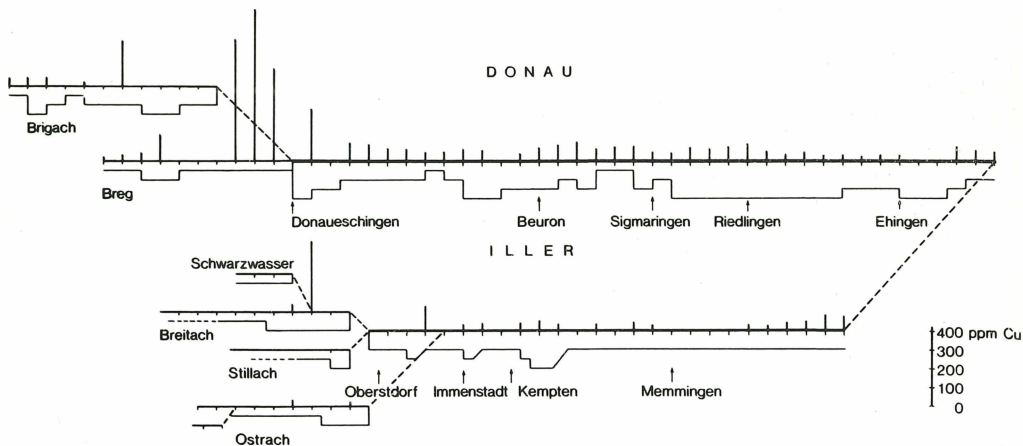


Abb. 4: Konzentration von Kupfer in *Fontinalis antipyretica* in Iller und Donau.
Wassergüte wie in Abb. 2.

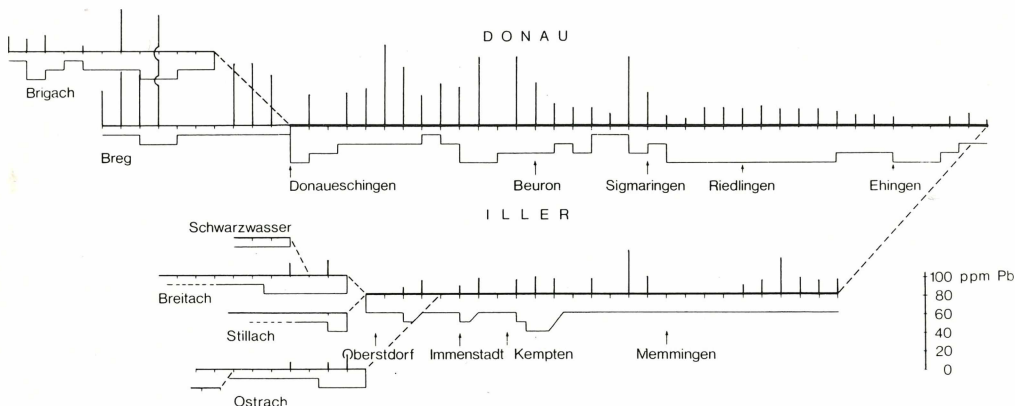


Abb. 5: Konzentration von Blei in *Fontinalis antipyretica* in Iller und Donau.
Wassergüte wie in Abb. 2.

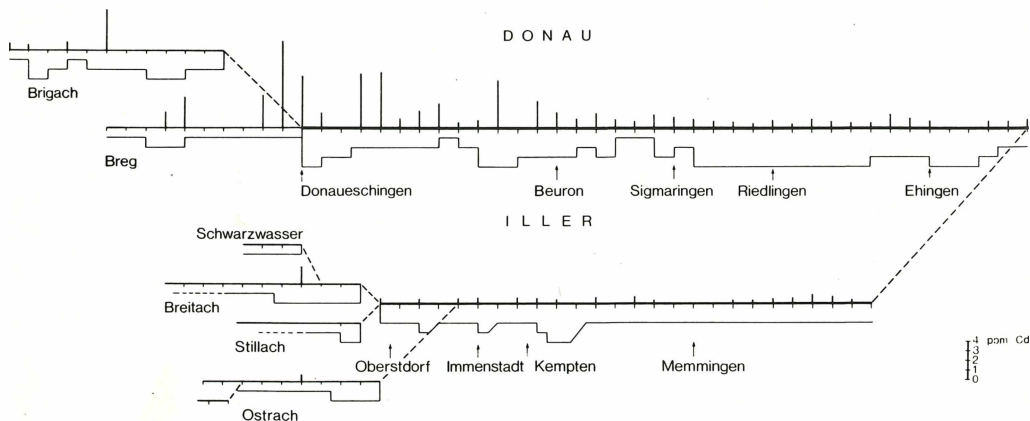


Abb. 6: Konzentration von Cadmium in *Fontinalis antipyretica* in Iller und Donau.
Wassergüte wie in Abb. 2.

vital. Die jeweiligen Gehalte an Kupfer, Blei und Cadmium sind den Abb. 4, 5 und 6 zu entnehmen, wo die erhöhten Schwermetallgehalte in der Breg auffallen. Während sich die Kupfergehalte in *Pontinalis* aus der Donau östlich von Donaueschingen um einen Wert unter oder um 100 ppm einpendeln, sind die Bleiwerte bis Sigmaringen mit z.T. weit über 50 ppm noch deutlich erhöht. Auch bei Cadmium finden sich zwischen Donaueschingen und Beuron mit über 5 ppm deutlich erhöhte Werte (Abb. 6). Ein niedriger Wert für Cadmium (um 1 ppm) fällt im Illerunterlauf auf, während in der Donau dieser Wert zwischen Beuron und Ulm noch mehrfach überschritten wird.

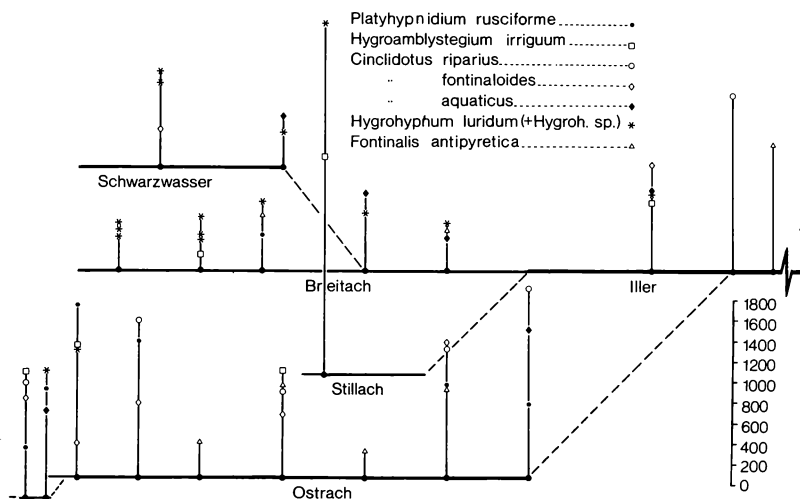


Abb. 7: Konzentration von Mangan in ppm in Wassermoosen der obersten Iller und ihrer alpinen Zuflüsse.

Bei der Überprüfung der Schwermetallkonzentrationen mit Hilfe der Röntgenfluoreszenzanalyse (KNOTE 1976) wurden relativ hohe Intensitäten für Mangan festgestellt. Diese waren so hoch, daß wir sie nicht allein auf ein natürliches Migrationsverhalten aus dem Nahbereich (FÖRSTNER, MÜLLER 1975) erklären konnten. Da sich in den Wassereinzugsgebieten der Illerzuflüsse sieben Moosarten mit erhöhten Mangankonzentrationen (Abb. 7) fanden, ist es wahrscheinlich, daß die 'Manganschiefer' der Allgäuschichten (GERMAN, WALDVOGEL 1971; GERMAN 1972) die Quelle für diese hohen Werte darstellen dürften. Besonders gut akkumulieren die schwärzlichen *Cinclidotus*-Arten. Aber auch in den dichteren, sedimentanreicheren Wuchsformen von *Hygrohypnum* findet sich viel. Leider gibt es in den Oberläufen der Flüsse mit ihrer großen Nischenvielfalt (Steilstrecken) nicht durchgehend bestimmte Arten, und häufig wachsen die vorkommenden Arten an nicht vergleichbaren Kleinstandorten (z.B. Blockstrecken, ruhiges, geschütztes, langsam fließendes Rückwasser).

5. Diskussion

Zu den schon in der Bestandsaufnahme von BACKHAUS (1967) in der Brigach auftretenden Moosen *Amblystegium riparium*, *Brachythecium rivulare* und *Fontinalis antipyretica* hat sich *Hygroamblystegium fluviatile* hinzugesellt. In der Breg wurde im wesentlichen die gleiche Besiedlung wie bei BACKHAUS (1967) gefunden, während in der oberen Donau zwar noch ein vergleichbarer Artenreichtum festgestellt wurde, jedoch mit starken lokalen Abweichungen. Bei der Betrachtung der Gütestufen der Donau fällt auf, daß das zu den Hauptleitarten gehörende *Fontinalis antipyretica* nicht nur in der katharoben und oligosaproben Zone, sondern auch im polysaproben Bereich wächst. Auch für *Cinclidotus nigricans* = *C. riparius* müßte das Vorkommen auf die α - β -mesosaproben Zone mit polysaproben Tendenzen erweitert werden. Zu untersuchen wäre, ob ähnlich wie bei *Octodicerus fontanum* (NEUMAYR 1978), was sich offensichtlich in besonderen Ökotypen östlich von Ulm in der Donau ausgebreitet hat, auch in der oberen Donau und Iller sich Arten aus dem noch relativ reinen Wasser der Oberläufe in die Unterläufe ausgebreitet haben. Es gibt Hinweise, daß z.B. *Fissidens crassipes* und *Hygrohypnum* sich in belastete Bereiche hinein ausbreiten.

Von den Arten mit großer ökologischer Amplitude eignet sich besonders *Fontinalis antipyretica* zur Schwermetallindikation, da sie die niedrigen Metallkonzentrationen im Wasser wesentlich stärker anreichert als submerse Phanerogamen. Die hohen Metallgehalte in Breg und Brigach haben wohl ihren Grund in unzureichenden Kläranlagen. Auch scheinen die von KNIE (1966) und ECKL (1967) angeführten Verursacher immer noch daran beteiligt zu sein. In der Donau dagegen sind Sammelkläranlagen vorhanden, die an Hand von Vorbehandlungsanlagen die Schwermetalle bis zu einem gewissen Grad im Klärschlamm zurückhalten. Aber auch der unterschiedliche Härtegrad der Wassereinzugsgebiete dürfte bei der Schwermetallaufnahme eine Rolle spielen (KINKADE, ERDMAN 1975; SOMMER 1981).

Vergleicht man die gefundenen Maximalwerte bei *Fontinalis* mit denen von WACHS (1971) vom Lech, so ergibt sich für die Breg der vierfache Wert für Pb, der dreifache Wert für Cd und der zehnfache Wert für Cu. Während der Pb-Wert von EMPAIN (1976) für die Somme und der von DIETZ (1972) für die Ruhr zehn- bis zwanzigmal über dem der Breg liegt, finden sich in *Fontinalis* der Somme ein Drittel weniger Cd und um ein Zehntel weniger Cu als in der Breg. Ein Vergleich von Iller und Donau läßt an Hand des Bioindikators *Fontinalis* erkennen, daß in den Illermoosen um die Hälfte weniger Pb, um ca. zehnmal weniger Cd und Cu angereichert wird.

6. Zusammenfassung

Es wurde die Moosvegetation an submersen Standorten der Iller und oberen Donau untersucht. *Fontinalis antipyretica* hat eine so weite ökologische Amplitude, daß sie sich als Zeigerorganismus für Schwermetallakkumulationen von Kupfer, Blei, Cadmium und Mangan eignet. Die standörtliche Vielfalt in den oberen Teilen der Einzugsgebiete besonders der Kalkalpen lassen es freilich nicht zu, hier Moose ohne weiteres als Bioindikatoren zu nutzen.

Literatur

- BACKHAUS O., 1967: Die Makrophytenbesiedlung der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. Arch. Hydrobiol. 30: 306-320.
- BURKHARDT E., 1981: Schwermetallanreicherungen in submersen Makrophyten der oberen Donau und den beiden Quellflüssen Brigach und Breg. Zulassungsarbeit für das Staatsexamen an der Universität Ulm: 54 S.
- DENNEWILL R., 1979: Schwermetallanreicherungen in Wassermoosen der Iller. Zulassungsarbeit für das Staatsexamen an der Universität Ulm: 37 S.
- DIETZ F., 1972: Die Anreicherung von Schwermetallen in submersen Pflanzen. gwf-Wasser/Abwasser 113:269-273.
- ECKL E., 1967: Industrie. In: (Ed. LIEPOLT R.) Limnologie der Donau. Stuttgart (Schweizerbart), Lief. 4: 60-70.
- EMPAIN A., 1976: Les bryophytes aquatiques utilisés comme traceurs de la contamination en métaux lourds des eaux douces. Mém. Soc. Roy. Bot. Belg. 7: 141-156.
- FÖRSTNER U., MÜLLER G., 1975: Hydrochemische Beziehungen zwischen Flußwasser und Uferfiltrat. gwf-Wasser/Abwasser 116: 79-80.
- FRAHM J.P., 1974: Wassermoose als Indikatoren für die Gewässerverschmutzung am Beispiel des Niederrheins. Gewässer und Abwasser 53/54: 91-106.
- GERMAN K., WALDVOGEL F., 1971: Mineralparagenesen und Metallgehalte der Manganschiefer (unteres Toarcian) in den Allgäu-Schichten der Allgäuer und Lechtaler Alpen. N. Jb. Geol. Paläont. Abh. 139: 316-345.
- GERMAN K., 1972: Verbreitung und Entstehung Mangan-reicher Gesteine im Jura der nördlichen Kalkalpen. Tschermarks Min.-Petr. Mitt. 17: 123-150.
- GEYER O.F., GWINNER M., 1968: Einführung in die Geologie von Baden-Württemberg. Stuttgart (Schweizerbart): 228 S.
- GWINNER M.P., 1971: Geologie der Alpen. Stratigraphie, Paläographie, Tektonik. Stuttgart (Schweizerbart): 477 S.
- HASLER A.D., 1975: Coupling of land and water systems. Ecol. Studies 10: 309 pp.
- KINKADE M.L., ERDMAN H.E., 1975: The influence of hardness components (Ca^{2+} and Mg^{2+}) in water on the uptake and concentration of Cadmium in a simulated Freshwater Ecosystem. Environm. Res. 10: 308-313.
- KNIE K., 1966: Physik, Chemie, Radioaktivität und Stoffhaushalt der Donau. Die physikalisch-chemischen Eigenschaften des Donauwassers. In: (LIEPOLT R.) Limnologie der Donau. Stuttgart (Schweizerbart), Lief. 2: 51-83.

- KNOTE H., 1976: Anwendung der Wellenlängendispersiven RFA zur Multielementanalyse von Wassermoose. Projektarbeit Analytische Chemie Univ. Ulm: 20 S.
- KOHLER A., BRINKMEIER R., VOLLRATH H., 1974: Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. Ber. Bayer. Bot. Ges. 45: 5-36.
- KOHLER A., 1978: Wasserpflanzen als Bioindikatoren. Beih. Veröff. Naturschutz, Landschaftspflege Bad.-Württ. 11: 259-281.
- KOTZ L., KAISER G., TSCHÖPEL P., TÖLG G., 1972: Aufschluß biologischer Matrices für die Bestimmung sehr niedriger Spurenelementgehalte bei begrenzter Einwaage mit Salpetersäure unter Druck in einem Teflongefäß. Z. Anal. Chem. 260: 207-209.
- MÖSLEIN H., 1979: Untersuchungen über die Diatomeenvegetation der Iller. Zulassungsarbeit für das Staatsexamen an der Universität Ulm: 47 S.
- MUHLE H., SCHERRER M., WINKLER S., 1979: Wassermoose in den Nebenflüssen der Donau um Ulm. Mitt. Ver. Naturw. Math. Ulm 30: 115-129.
- NEUMAYR L., 1978: Verbreitung und Ökologie von *Octodieras fontanum* (La Pyl.) Lindb. in Bayern. Hoppea 37: 179-240.
- REUTER L., 1952: Die Hydrologie des Illertales. gwf-Gas- Wasserfach 93: 535-541.
- RICHTER M., 1966: Allgäuer Alpen. Berlin (Borntraeger): 192 S.
- SOMMER C.H., 1981: Reaktionen von *Fontinalis antipyretica* HEDW. nach experimentellen Belastungen mit Schwermetallverbindungen. Diss. Univ. Ulm: 92 S.
- UNGER U., 1969: Die Wasserqualität der Donau von der Bregquelle bis oberhalb Ulm. Arch. Hydrobiol. Suppl. 36 (Donauforschung IV): 45-60.
- VITOUSEK P.M., 1977: The regulation of element concentrations in mountain streams in the north-eastern United States. Ecol. Monogr. 47: 65-87.
- WACHS B., 1971: Metallgehalt des Phyto- und Zoobenthos der Fließgewässer. Bayrische Anstalt für Wasserforschung (Manuskript).
- WAGNER G., 1950: Rund um Hochifen und Gottesackergebiet. Öhringen (Rau): 116 S.

Adressen

Stud.rer.nat. Eva Burkhardt
 Dr. Hermann Muhle
 Prof. Dr. Sieghard Winkler
 Abteilung Spezielle Botanik Univ.
 Oberer Eselsberg
 D-7900 Ulm

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 1983

Band/Volume: [10_1983](#)

Autor(en)/Author(s): Muhle Hermann, Winkler Sieghard, Burkhardt Eva

Artikel/Article: [Zum Indikatorwert von submersen Wassermoosen in Iller und oberer Donau 441-449](#)