

Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au

Von A. Kohler, R. Brinkmeier und H. Vollrath

Inhaltsübersicht

1. EINLEITUNG
2. METHODEN
 - a) Aufnahme und Kartierung der Makrophyten
 - b) Wasseruntersuchung
3. CHARAKTERISIERUNG DER FRIEDBERGER AU
 - a) Geographische Lage
 - b) Geologie und Geomorphologie
 - c) Böden
 - d) Siedlungen und Bodennutzung
 - e) Grundwasser
4. CHARAKTERISIERUNG DER FLIESSGEWÄSSER
 - a) Abflußverhältnisse
 - b) Wassertemperatur
 - c) Abwasserbelastung
 - d) Gewässergüte
 - e) Fischerei
 - f) Räumungsmaßnahmen
 - g) Chemische Wassereigenschaften und „Verschmutzungsindikatoren“
 - h) Keimzahlen
5. VERBREITUNG UND ÖKOLOGIE DER MAKROPHYTEN
 - a) Florenliste
 - b) Makrophytenverbreitung und Belastungsgrad der Fließgewässer
 - c) Floristisch-ökologische Flußzonen
 - d) Florenveränderungen
6. VERGLEICH MIT DEM MOOSACHSYSTEM
 - a) Flora
 - b) Floristisch-ökologische Flußzonen
 - c) Ökologische Reihen
7. ZUSAMMENFASSUNG
8. LITERATUR
9. VERBREITUNGSKARTEN
 - Potamogeton coloratus*
 - Potamogeton berchtoldii*
 - Sparganium minimum*
 - Chara vulgaris*
 - Chara hispida*
 - Juncus subnodulosus*

Mentha aquatica
Juncus articulatus
Scirpus lacustris f. *fluitans*
Potamogeton natans var. *prolixus*
Potamogeton densus
Ranunculus × *gluckeii*
Zannichellia palustris ssp. *repens*
Sium erectum
Potamogeton pectinatus
Potamogeton crispus
Potamogeton panorimatanus
Myriophyllum spicatum
Ranunculus trichophyllus
Ranunculus fluitans
Elodea canadensis
Sparganium emersum und *erectum* coll.

1. Einleitung

Im Rahmen des von der Deutschen Forschungsgemeinschaft geförderten Projekts „Fließwassersystem“ befassen sich seit 1969 Angehörige von drei Weißenstephaner Instituten (für Landschaftsökologie, für Grünlandlehre, für Bakteriologie) unter anderem mit der Frage, welchen Aussagewert die submersen Makrophyten für die Belastung bzw. Verschmutzung von Fließgewässern haben, nachdem bisher die Gewässergütebeurteilung sich fast ganz auf pflanzliche und tierische Mikroorganismen gestützt hatte (Saprobien-system). Ausgehend vom Moosachs-system im Norden der Münchener Ebene (KÖHLER, VOLLRATH & BEISL 1971, KÖHLER 1972, KÖHLER, ZELTNER & BUSSE 1972, HABER & KÖHLER 1972, KÖHLER, WONNEBERGER & ZELTNER 1973) wurden bald weitere Flußsysteme in die Untersuchungen einbezogen, um zu prüfen, ob bzw. inwieweit die gewonnenen Ergebnisse auf andere Gebiete übertragbar seien.

Die Quellgräben und Bäche der Friedberger Au bei Augsburg wurden als Untersuchungs- und Vergleichsgebiet deshalb ausgewählt, weil es sich hier um einen Raum mit landschaftsökologischen Gegebenheiten ähnlich denen im Moosach-Einzugsgebiet handelt. Denn nur vergleichbare Gewässertypen kommen für die Überprüfung des Geltungsbereichs derartiger Untersuchungsergebnisse in Frage. Hier wie im Moosachs-system handelt es sich um calciumhydrogencarbonatreiche Gewässer mit relativ geringem Gefälle, die Riedlandschaften auf den Flußschottern des Lechs bzw. der Isar entwässern und im wesentlichen vom austretenden Grundwasser gespeist und damit vom geologischen Untergrund und den Böden dieser Naturräume geprägt werden. Was aber das neue Untersuchungsgebiet besonders attraktiv macht, ist die Tatsache, daß wir hier eine viel größere Amplitude der organischen Fließgewässerbelastung vorfinden als in der Moosach. Von reinsten Quellbächen bis zu völlig überbelasteten Verödungsbereichen — letztere fehlen im Moosachs-system — reicht hier das Spektrum.

Entsprechend unseren Untersuchungen im Moosach-System soll gezeigt werden, wie sich reinste und reine Fließgewässer-Ökosysteme in ihrem Florenbestand je nach Belastungsgrad verändern. Außerdem wird untersucht, wie sich von einer Verödungszone an die Selbstreinigung des Gewässers flußabwärts auf die submerse Vegetation auswirkt.

Da wir es für ganz wesentlich halten, die Kausalketten zu verfolgen, die zu den Verbreitungsbildern führen, muß in der vorliegenden Arbeit der ökologischen Charakterisierung des Naturraumes und seiner Fließgewässer zwangsläufig ein erheblicher Raum gewidmet werden.

Herzlich danken möchten wir für die Nachbestimmung von Herbarmaterial den Herren Dr. W. KRAUSE, Aulendorf (Charophyta) und Dr. E. FOERSTER, Kleve-Kellen (*Juncus* und *Scirpus*), für die Mitwirkung bei der Geländearbeit Herrn Dipl.-Ing. G. KUTSCHER, dafür sowie für Zeichenar-

beiten Herrn Dipl.-Ing. G. ZELTNER, für die Durchführung von chemischen Wasseranalysen Herrn Dr. K. TEICHER und FrI. M. HEILMEIER, für Keimzahlenbestimmungen den Herren Dr. M. BUSSE und Dipl.-Ing. K. THURNER, schließlich für mündliche Auskünfte den folgenden Herren: Oberregierungslandwirtschaftsrat H. BAUER, Landwirtschaftsamt Friedberg; Ministerialrat BÜTTNER, Oberste Baubehörde München; Dipl.-Ing. DIETZ, Ingenieurbüro in Wulfertshausen; Dr. FRÖBRICH, Gewässergüteaufsicht der Regierung von Schwaben; Bürgermeister HOLLMANN, Mühlhausen; KASEMANN, Wasserwirtschaftsamt Donauwörth; Stadtbaumeister KIEFERLE, Stadt Friedberg; Landwirt KIRNER, Auenhof bei Mühlhausen; Kreisheimatpfleger KREITMEIER, Gartelsried; KRUG, Jagdschutz, Fischerei, Naturschutz am Landratsamt Aichach-Friedberg; MEYER, Wasserrecht am Landratsamt Aichach-Friedberg; Oberlehrer RAMPP, Fischereiberechtigter in Friedberg; Dr. WIESNER, Fachberater für Fischereiwesen an der Regierung von Schwaben. Dank schulden wir auch Herrn Dr. F. HIEMEYER, Augsburg, für Hinweise und Auskünfte.

2. Methoden

a) Aufnahme und Kartierung der Makrophyten

Wesentlicher Bestandteil der Untersuchungen ist die Aufnahme und Kartierung der submersen Makrophyten. Sie erfolgte nach den gleichen Verfahren, wie sie KOHLER, VOLLRATH & BEISL (1971) an der Moosach durchgeführt haben. Das zu untersuchende Flußsystem wird in eine Reihe von Abschnitten unterteilt, in denen für jede submerse Art Zahl der Einzelfundorte und Menge pro Fundort kombiniert geschätzt werden. Die Schätzung erfolgte nach einer fünfstufigen Skala:

1 = sehr selten und vereinzelt; 2 = selten bis zerstreut; 3 = verbreitet; 4 = häufig; 5 = sehr häufig und massenhaft.

Für die Kartierung wurde die Skala durch Zusammenfassung der Stufen 2+3 sowie 4+5 auf eine Dreierskala reduziert.

Eine genauere Quantifizierung erscheint uns wegen der starken jahreszeitlichen Veränderungen der Pflanzenmasse nicht sinnvoll. Die Methode von BRAUN-BLANQUET wird wegen der fast stets mangelhaften Homogenität zur Aufnahme von Fließgewässervegetation als ungeeignet angesehen.

Für jede wichtige Art stellten wir eine Verbreitungskarte her. Sie ist geeignet, um Aufschlüsse über die Belastungsamplitude einer Art zu gewinnen. Die Karte dürfte auch für spätere Studien über umweltbedingte Arealveränderungen einzelner Arten von Nutzen sein.

b) Wasseruntersuchung

Die Entnahmestellen der Wasserproben wurden dort festgelegt, wo ein deutlicher Wechsel im Vegetationsbild oder einmündende Seitenbäche (Hochmühlbrückengraben) und Klärwässer (unterhalb Friedberg) auf eine Änderung der Belastungsverhältnisse schließen ließen. Die Entnahmestelle I liegt in der Ach vor der Abwassereinleitung von Friedberg (vgl. Karten 1 . . . 22), Stelle II in der Verödungszone ca. 30 m nach Durchmischung des Ach-Wassers mit dem Abwasser der Kläranlage. Dort kommen (außer *Sparganium*) keine Gefäßpflanzen mehr vor. Entnahmestelle III liegt dort, wo die Selbstreinigungskraft der Ach ein Pflanzenwachstum wieder ermöglicht. Unterhalb der Einmündung des Hochmühlbrückengrabens in die Ach — in diesem Abschnitt nimmt die Artenzahl von 2 auf 10 Arten zu — liegt Entnahmestelle IV. Südlich Rehling liegt Nr. V. Hier ist die Ach durch die anliegenden Gemeinden Mühlhausen und Anwalting nur gering belastet. Alle anderen Entnahmestellen liegen in den Grundwasserquellgräben. Nr. X (bei Lechfeldmäher) kennzeichnet den Abschnitt, in dem *Potamogeton coloratus* durch *P. crispus* teilweise verdrängt wird.

Die Wasserproben wurden am 15. 1. und 5. 2. 1973 entnommen und in der Hauptversuchsanstalt für Landwirtschaft in Weihenstephan analysiert. Es interessierten vor allem die sog. chemischen Verschmutzungsindikatoren (HÖLL 1970, S. 77): Ammonium, Phosphat, Nitrat, Kaliumpermanganatverbrauch, Chlorzahl, Abdampfrückstand und Glühverlust. Die Temperatur wurde vor der Wasserentnahme im Gewässer gemessen.

Bei der Wasseruntersuchung wurden folgende Methoden angewandt:

pH-Wert: WTW-Glaselektrode
Gesamthärte ($^{\circ}\text{dGH}$): Schnellmethode mit Titriplex (Fa. MERCK), HÖLL 1970, S. 129/130,
Carbonathärte ($^{\circ}\text{dKH}$): n. LUNGE; HÖLL 1970, S. 128,
Nichtcarbonathärte ($^{\circ}\text{nKH}$): Differenz von $^{\circ}\text{dGH}$ und $^{\circ}\text{dKH}$,
Elektrische Leitfähigkeit ($\mu\text{S } 18$): WTW-Leitfähigkeitsmesser,
Abdampfrückstand, Glührückstand und Glühverlust: Einheitsverfahren H 1 und HÖLL 1970, S. 135/136,
Kaliumpermanganatzahl: n. KUBEL; HÖLL 1970, S. 45,
Chlorzahl: Titrimetrisch; HÖLL 1970, S. 47,
Magnesium (Mg^{2+}): Atomabsorption,
Calcium (Ca^{2+}):
Natrium (Na^{+}):
Kalium (K^{+}): } flammenfotometrisch (EPPENDORF),
Ammonium (NH_4^{+}): n. HOFFMANN & TEICHER 1971,
Chlorid (Cl^{-}): n. SCHARRER & JUNG 1957,
Nitrat (NO_3^{-}): n. der Salicylat-Methode; Einheitsverfahren D 9,
Nitrit (NO_2^{-}): orientierender Nachweis; HÖLL 1970, S. 37,
Phosphat (PO_4^{3-}): kolorimetrisch n. AKTINS & DENIGES, modifiz. n. OHLE; HÖLL 1970, S. 51,
Hydrogencarbonat (HCO_3^{-}): Einheitsverfahren D 8,
Sulfat (SO_4^{2-}): mit Bariumchromat titrimetrisch n. PAWLOWSKI & SCHILD 1961,
Kieselsäure (SiO_2): kolorimetrisch n. WINKLER; Einheitsverfahren F 1; HÖLL 1970, S. 156/57.

3. Charakterisierung der Friedberger Au

a) Geographische Lage

Die Friedberger Au zählt zur naturräumlichen Haupteinheit „Lech-Wertach-Ebenen“ (vgl. Abb. 1), die durch die breiten Talböden der beiden Alpenflüsse Lech und Wertach geprägt wird. Schmelzwasservorfluten von Lech und Wertach formten diese Täler aus. Im Osten begrenzt das „Donau-Isar-Hügelland“ mit der Untereinheit „Friedberger Hügelland“ und die „Aindlinger Terrassentreppe“ mit der Untereinheit „Aindlinger Schotterplatte“ das Untersuchungsgebiet (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1962).

Im Westen wird die Friedberger Au vom Mehringer Feld und vom Unteren Lechgriß (von Augsburg abwärts) begrenzt.

Die Friedberger Au, in der die untersuchten Gewässer bei 490 bis 438 m ü. NN liegen, ist eine naturräumliche Untereinheit der Lech-Wertach-Ebene. Die Au wird von der im östlichen Bereich fließenden Friedberger Ach nur schlecht entwässert und ist durch Vernässung gekennzeichnet. Die dadurch bedingten Flachmoore sowie der im Westen angrenzende Auwald des Lechs wurden entwässert bzw. gerodet und in Grünland umgewandelt (GRAUL 1962).

b) Geologie und Geomorphologie

Bestimmend für das Gepräge der Friedberger Au war der Lech. Gletscher-Schmelzwässer schufen im Günz-Mindel-Interglazial sein Urstromtal (SCHAEFER 1967). Im Mindelglazial lagerte sich in den breiten Tälern Gletscherschutt als fluvioglazialer Schotter ab. Diese Schotter wurden von den Gletscher-Schmelzwässern der späteren Zwischeneiszeiten (Mindel/Riß- und Riß/Würm-Interglazial) zum größten Teil aufgearbeitet und wieder ausgeräumt. Sie sind heute nur noch außerhalb des Lechtales als jüngere Deckenschotter über der tertiären Oberen Süßwassermolasse zu finden, und zwar bei Aindling östlich und großflächig westlich der Lech-Wertach-Ebene. Die rißeiszeitlichen Ablagerungen sind als Hochterrassenschotter erhalten, z. B. die Augsburger und Langweider Hochterrasse; östlich des Lechs bilden sie lediglich den Talhang rechts der unteren Friedberger Ach, schon außerhalb unseres Untersuchungsgebietes. Nach einer erneuten Ausräumungsperiode (Riß/Würm-Interglazial) wurden in der Würmeiszeit die Niederterrassenschotter abgelagert.

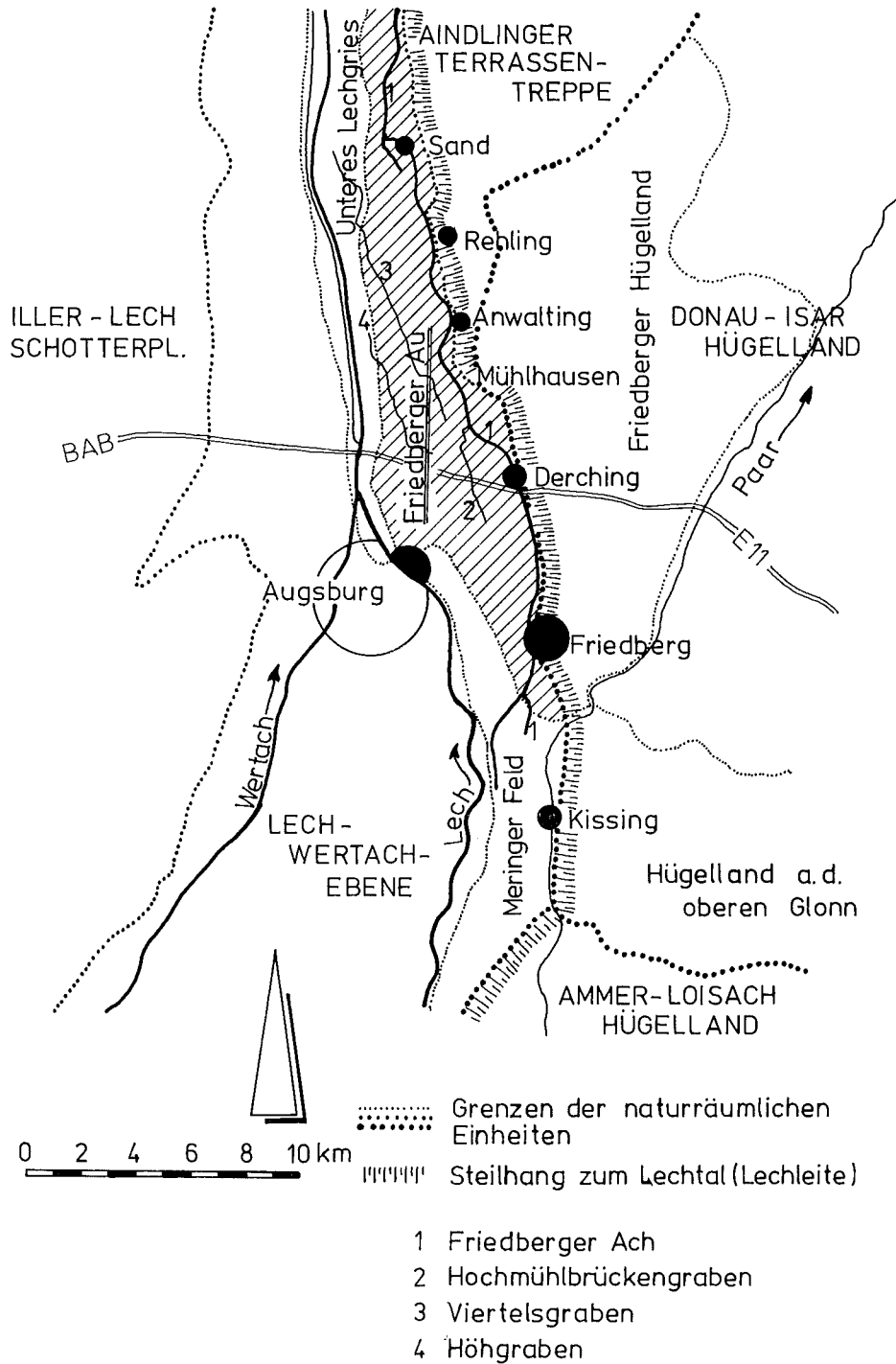


Abb. 1 Lage des Untersuchungsgebietes mit naturräumlicher Gliederung

Der Lech verlagerte im Postglazial bis ins Mittelalter hinein sein Bett immer weiter gegen Osten (SCHAEFER 1967), was den totalen Abtrag der Niederterrassenschotter im Ostteil der Lech-Wertach-Ebene von Mehring bis zur Donau zur Folge hatte. Im gesamten Untersuchungsgebiet von oberhalb Friedberg bis Sand und darüber hinaus wird die östliche Abgrenzung der Friedberger Au deshalb von der steil abfallenden Böschung der tertiären Süßwassermolasse, der sogenannten Lechleite, gebildet (MEYER 1925).

So finden wir heute in der Friedberger Au nur noch die wasserdurchlässigen sandigen Kiesmassen des Holozäns, die bis zu 10 m mächtig sein können und von alluvialen sandigen Mergel überdeckt sind. Die Au liegt ganz auf diesem postglazialen Talboden des Lechs.

Von der Ortschaft Mühlhausen an nördlich tritt das von Deckenschottern überlagerte Gebiet, das dem Naturraum „Iller-Lech-Schotterplatten“ sein Gepräge verleiht, über das Lechtal nach Osten, um hier den ähnlich gestalteten Naturraum „Aindlinger Terrassentreppe“ zu bilden. Da die zu Nagelfluh verfestigten altdiluvialen Schotter der Erosion stärkeren Widerstand boten als die Molasse allein, die als Donau-Isar-Hügelland von Mehring bis Mühlhausen angrenzt, verengt sich ab Mühlhausen das Lechtal. Diese Talverengung bewirkt zusammen mit einer oberflächennahen, undurchlässigen Flinzschicht den Aufstau und Austritt des Lechtal-Grundwassers und damit die Vernässung der Friedberger Au. Dies erklärt auch die für das Untersuchungsgebiet typische Anmoor- und Torfbildung (SCHAEFER 1957 und 1967). Eine natürliche Entwässerung zum Lech hin verhindern dessen eigene Aufschüttungen, obwohl der Lech infolge Regulierung sein Bett tiefergelegt hat. Die hydrogeologischen Verhältnisse der Friedberger Au sind also ganz ähnlich denen im Flußgebiet der Moosach mit dem Dachauer und Freisinger Moos.

c) Böden

Die Bodenbildungen der Lechtalniederung sind geprägt von den Ablagerungen des Lechs und an den Rändern von den tertiären Sanden der erodierten Talhänge.

Bei hohem und langsam fließendem oder stehendem Grundwasser entwickeln sich, besonders entlang dem Hangfuß, kalkreiche Gleye, Anmoor- und Moorgleye. Als Übergangsstufen zu den Braunen Aueböden finden wir Gley-Braunerde und Braunerde-Gley. Durch die starke Grundwasserabsenkung ist eine Umwandlung bis zur Braunerde zu erkennen (BEITLROCK 1973).

Die Niedermoorböden in der Friedberger Au sind heute stark mineralisiert. Der Torf ist 40—120 cm mächtig und wurde vereinzelt abgebaut. Stellenweise haben sich Almschichten gebildet, die an den vom Grundwasser gespeisten Entwässerungsgräben gut zu beobachten sind.

Nach SCHAEFER (1967) liegt die Ackerzahl für die alluvialen Böden im Mittel bei 47, die Grünlandzahl beträgt 44 und die Bodenklimazahl 45.

d) Siedlungen und Bodennutzung

Das Lechtal trug im Überschwemmungsbereich bis ins Spätmittelalter hinein Auenwald, ausgenommen der Randstreifen unterhalb der Lechleite, wo die Besiedlung nachweislich in der Hügelgräber-Bronzezeit (KREITMEIER mdl.) erfolgte. Die Ansiedlungen machten sich die günstigen natürlichen Gegebenheiten, nämlich hohe Strahlungsbilanz infolge West- bis Südwesthanglage, Quellaustritte und die Vorflut der Friedberger Ach zunutze. Die Ortschaften Wulfertshausen, Stätzing, Derching, Mühlhausen, Anwalting und Rehling sind z. T. bis ins 9. Jh. geschichtlich nachweisbar (RAMPP mdl.). Die Besiedlung der Talaue wurde dagegen durch hohe Grundwasserstände und Flußbettverlagerungen des Lech unmöglich gemacht.

Erst nach der großen Lechregulierung 1890 wurde der den Talboden bedeckende Wald gerodet und in Streuwiesen umgewandelt. Um die Jahrhundertwende erfolgte die Kultivierung der Friedberger Au (RAMPP, BAUER mdl.). Die heutigen Entwässerungsgräben wurden in den Jahren 1910 bis 1920 gezogen (KASEMANN mdl.) und ermöglichten eine Grünlandnutzung. In diese Zeit fallen auch die vereinzelt Torfstiche bei Derching (MEYER 1925), die jedoch wegen der geringen Torfmächtigkeit und des hohen Mineralgehaltes bald aufgegeben wurden (BEITLROCK 1973).

Als Folge der Lechregulierung, der Entwässerungsmaßnahmen und des Kiesabbaues sank die

Grundwasseroberfläche so ab, daß heute die landwirtschaftlichen Nutzflächen zunehmend ackerbaulich genutzt werden (BAUER mdl., BEITLROCK 1973). Im Raum Friedberg, Wulfertshausen, Derching und Rehling wird nur noch $\frac{1}{4}$ der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Lechtal als Grünland und $\frac{3}{4}$ als Ackerland genutzt. In Anwalting wird $\frac{1}{5}$ als Grünland bewirtschaftet. Stätzing hat mit rund 60 % noch den höchsten Grünlandanteil. Hier wurden die Kuhbestände noch aufgestockt. In den anderen Gemeinden nahm die Bullenmast zu.

Der Anteil der Weiden am Grünland ist in Friedberg mit ca. 10 . . . 15 % gering; in Wulfertshausen liegt er bei 30 %. Derching, Mühlhausen, Anwalting und Rehling haben mit 50 % den größten Weideanteil.

Die landwirtschaftlichen Nutzflächen werden vorwiegend organisch gedüngt, da die meist viehstarken Betriebe Flächen für die Unterbringung von Mist, Gülle und Jauche benötigen. In Wulfertshausen überwiegt die Flüssigmistdüngung (ca. 70 %). In den anderen Gemeinden wird ca. $\frac{1}{5}$ des organischen Düngers als Flüssigkeit ausgefahren; Stallmist wird im Herbst ausgebracht, Flüssigmist auch während der Vegetationszeit nach dem 1. und 2. Schnitt des Grünlandes.

Die Mineraldüngung erfolgt mit Thomasmehl, Thomaskali, Novaphos, Kalisalz auf Chloridbasis und Kalkammonsalpeter. Volldünger werden nur auf ackerbauliche Nutzflächen gegeben. Die Höhe der Düngergaben ist schwer genau zu erfassen. Das Landwirtschaftsamt Friedberg rechnet bei Getreide mit 100 kg P_2O_5 /ha; 150 kg K_2O /ha und 40 . . . 50 kg N/ha, bei Kartoffeln mit 150 kg P_2O_5 /ha, 200 kg K_2O /ha und 80 . . . 100 kg N/ha. Zuckerrüben und Mais erhalten etwa 20 % höhere Düngermengen. Das Grünland erhält ca. 100 kg P_2O_5 /ha, 150 kg K_2O /ha und 60 . . . 80 (Wiesen) bzw. 100 . . . 120 (Weiden) kg N/ha (BAUER mdl.).

Neben kleinflächigem Kiesabbau in der Friedberger Au, besonders bei Mühlhausen und Anwalting, macht sich in den letzten Jahren auch in den Gemeinden an der Lechseite die Expansion der Stadt Augsburg zunehmend bemerkbar. Dies wirkt sich auf die Struktur der Kulturlandschaft aus. Die Gemeinden Stätzing, Wulfertshausen und Derching weisen immer mehr landschaftlich reizvolle Gebiete als Bauland aus. Besonders diese drei Gemeinden, in abnehmender Reihenfolge auch Mühlhausen, Anwalting, Rehling und Sand, weisen steigende Bevölkerungszahlen auf. Die Stadt Friedberg vergrößerte sich von 9566 (1950) auf 13 653 (1972) Einwohner. Für alle genannten Gemeinden dient die Friedberger Ach als Vorfluter. Der Flächennutzungsplan sieht bei Derching in der Lechau ein großes Industriegebiet vor.

e) Grundwasser

Die Flinzschichten des Tertiärs bilden die Grundwassersohle unter den wasserdurchlässigen Schottermassen. Grundwasser und Oberflächengewässer laufen nach Norden ab. Der Grundwasserzug beträgt ca. 8 bis 9 m/Tag (ANDRES & PFEIFER 1955, gemessen in der Meringer Au). Regelmäßige Grundwasserstandsbeobachtungen in Anwalting zeigten in den letzten 10 Jahren eine Amplitude zwischen 1 bis 2 m unter Flur (KASEMANN mdl.).

In der Friedberger Au (Friedberg — Mühlhausen) tritt der Grundwasserstrom teilweise aus dem Schotterkörper aus, da dieser hier eine geringere Mächtigkeit zeigt als im übrigen Lechtal. Dies war mit einer Voraussetzung für die Anmoorbildung. Hinzu kommt die Einengung des Lechtales bei Mühlhausen (vgl. Kap. 3b).

Die Hauptursache dieser Anmoorbildung liegt aber in einer seltenen geologischen und hydrologischen Erscheinung: Die Paar tritt bei Mehring in das Lechtal ein und verläßt es nach 7 km Lauf bei Ottmaring wieder (Übertritt ins Donau-Isar-Hügelland). Das Talgrundwasser der oberen Paar folgt jedoch weiterhin ihrem ursprünglichen Lauf parallel zum Lech und fließt mit dem Lechtal-Grundwasser zusammen nach Norden (SCHAEFER 1957 und 1967).

Abschließend sei noch angedeutet, daß die geologischen, pedologischen und hydrologischen Gegebenheiten auch klimatische Eigenheiten des Naturraumes Friedberger Au bedingen. Die starke Verdunstung der feuchten Talböden vermindert eine tiefergreifende Erwärmung, zumal anmoorige Böden eine geringere Wärmeleitfähigkeit besitzen. Die Folgen sind Verspätung der Vegetationsentwicklung, häufigere Nebelbildung, tiefe Erdbodenminima, Spät- und besonders Frühfrostgefahr, größere tägliche Schwankungen der Lufttemperatur, größere Jahresschwankungen und eine negative Anomalie der Jahrestemperatur.

4. Charakterisierung der Fließgewässer

In der Friedberger Au wurden die Friedberger Ach und drei größere Entwässerungsgräben mit permanenter Wasserführung, nämlich Höhgraben, Viertelsgraben und Hochmühlbrückengraben (Benennung laut Wasserwirtschaftsamt Donauwörth) untersucht.

Auf die Verlagerung der Paar wurde eben hingewiesen. Heute wird das ehemalige Paarbett von der Friedberger Ach durchflossen. Diese wird vom Talgrundwasser der Paar und des Lechs gespeist. Sie mündete ursprünglich zwischen Todtenweis und Thierhaupten in den Lech, wurde aber im 16. Jh. zur Wasserkraftgewinnung für die Stadt Rain und das Kloster Niederschönfeld von Thierhaupten bis zur Mündung in die Donau bei Marxheim weitergeleitet (MEYER 1925).

Die ehemals vier Quellen der Friedberger Ach südlich Friedberg versiegten fast vollkommen nach der letzten Lechregulierung in den 40er Jahren. Der letzte noch wasserführende Quellgraben fiel im niederschlagsarmen Herbst 1972 trocken; abgestorbene Wasser- und Sumpfpflanzen lassen hier auf eine ungleichmäßige Wasserversorgung schließen. Schon in früherer Zeit war die Versorgung der Friedberger Ach aus ihren eigenen Quellen nicht ausreichend. Nach der Lechregulierung 1910 wurde der aus Süden kommende Galgenbach = Verlorene Graben — er „verlor“ sich im Lechschotter — über den Hagenbach in die Friedberger Ach eingeleitet. Vgl. hierzu die Topographischen Karten 1:25 000 (Gradabteilungsblätter) Nr. 7731 (Mering) und Nr. 7631 (Augsburg). Trotz dieser Maßnahmen lag in niederschlagsarmen Perioden die Friedberger Ach trocken, zumal ihr auf Grund alter Bewässerungsrechte Wasser entzogen wurde. Erst nach Flurbereinigungsmaßnahmen bei Landsberg und dem Ausbau des Flugplatzes bei Penzing (Kr. Landsberg a. Lech) wurde die Wasserführung zugunsten der Friedberger Ach so verbessert, daß auch in niederschlagsarmen Zeiten mit einem Trockenfallen nicht mehr zu rechnen ist (KASEMANN mdl.).

Die Entwässerungsgräben in der Friedberger Au wurden in den Jahren 1910 bis 1920 angelegt. Der Hochmühlbrückengraben mündet südöstlich vom Flugplatz Mühlhausen in die Friedberger Ach und verbessert hier entscheidend ihre Wasserqualität. Der Viertelsgraben und der Höhgraben versickern im Lechschotter (siehe Karten 1. . . 22)

a) Abflußverhältnisse

Die Friedberger Ach ist ein Gewässer dritter Ordnung. Ein Pegel zur regelmäßigen Wasserstandsbeobachtung ist nicht vorhanden; es liegen auch keine Abflußmessungen zur Mittelwertbildung vor (KASEMANN mdl.).

Einzelmessungen des Wasserwirtschaftsamtes Donauwörth ergaben bei Niedrig- (bis Mittel-) Wasserführung folgende Abflüsse und Abflußspenden.

Die Gewässergütekartierung der Gewässergüteaufsicht von Schwaben erfolgte bei einem mittleren Niedrigwasserabfluß (MNQ) von 300. . . 400 l/s (FRÖBRICH mdl.).

Das Gefälle der Friedberger Ach beträgt ca. 1—2 ‰, in ausgebauten Abschnitten 0,8 ‰ (KASEMANN, DIETZ mdl.). Die Sohle der Ach ist 2—3 m breit; die Wassertiefe schwankt zwischen 0,40 und 1,00 m. Strömungsgeschwindigkeiten wurden nicht gemessen.

Der 1932 erfolgte Ausbau der Ach in einzelnen Abschnitten verbesserte die Vorflut, um Hochwässer schneller abzuführen und die Wasserkraftgewinnung für Triebwerke zu steigern. Der Flußlauf wurde durch Abschneiden von Mäandern begradigt. Grundschwellen und einige Absturzbauwerke mit Tosbecken mindern die durch die Begradigung erhöhte Fließgeschwindigkeit.

Heute liegt die Friedberger Ach höher als die Grundwasseroberfläche im Ledtal, die durch Ausbaumaßnahmen des Lechs absank. Ungestört von erodierenden Hochwässern dichteten Schwebstoffe im Lauf der Zeit das Achbett ab. Erhebliche Wasserverluste durch Absickern in die Lechschotter treten auf, wenn durch Räumungsmaßnahmen die Sohle der Ach verletzt wird (KASEMANN, RAMPP, WIESNER, alle mdl.).

Das Wassereinzugsgebiet der Friedberger Ach ist relativ klein (vgl. Tab. 1), da es im Westen an das Einzugsgebiet des parallellaufenden Lechs grenzt und da im Osten das an-

Tabelle 1: Friedberger Ach, Abfluß und Abflußspende

Ort	Niederschlags- gebiet (km ²)	Datum	Abfluß (l/s)	Abflußspende (l/s je km ²)
nö. Metzgerhof (unterhalb des Zusammenflusses der Quellbäche)	rd. 12	30. 9. 59	302	25
		25. 10. 62	383	32
		27. 8. 64	trocken	trocken
		11. 11. 69	482	40.1
Friedberg (Brücke B 300)	rd. 17	1. 10. 59	185	11.0
		25. 10. 62	266	16.0
		17. 8. 64	trocken	trocken
		10. 11. 69	600	35.2
Mühlhausen (unterhalb Triebwerk)	41	2. 10. 59	86	2.1
		25. 10. 62	162	3.3
		27. 8. 64	37	0.9
		10. 11. 69	750	18.4
Thierhaupten (270 m südlich Papiermühle)	166	15. 10. 62	240	1.45
		7. 9. 64	104	0.63
		7. 11. 69	907	5.46

grenzende Donau-Isar-Hügelland nach Osten hin abdacht und im wesentlichen zur Paar entwässert. Die Wasserscheide im Tertiär entspricht ungefähr dem Verlauf der Kreisstraße Friedberg—Wulfertshausen—Derching—Miedering.

Von den Entwässerungsgräben liegen keine Abflußmessungen vor. Diese Gräben wurden von Wasser- und Bodenverbänden ausgebaut und teilweise mit Grundschrwellen und Ufersicherungen versehen. Die Gräben mündeten früher in den Lech, auch der Hochmühlbrückengraben, der einst Quellgraben des Viertelsgraben war. Heute versickern Höhgräben und Viertelsgraben im Schotter der Lechaue.

b) Wassertemperatur

Schon THIENEMANN (1911) stellte die Temperatur im Wasser neben der Strömung als primären Faktor für die Ausbildung von Fließwasserbiozönosen heraus. SCHMITZ (1954, S. 30) schreibt: „Von entscheidender Wichtigkeit für die Fließgewässerzonierung und -typisierung ist die Veränderung, welche die Temperatur längs eines Flußlaufes im Wasser von der Quelle bis zur Mündung erfährt“. RUTTNER (1926) unterscheidet einen sommerkalten und einen sommerwarmen Bachtyp. Daß die Verbreitung der Makrophyten an thermische Verhältnisse gebunden ist, zeigen WEBER-OLDECOP (1970) und W. KRAUSE (1971).

Der Sauerstoffgehalt eines Gewässers ist ebenfalls temperaturabhängig. Während bei 0° C 14,5 mg O₂/l im Wasser gelöst sind, vermindert sich der O₂-Gehalt bei Erwärmung auf 30° C um 50 % (7,2 mg O₂/l Wasser) (SCHWOERBEL 1971). Gleichzeitig kommt es zu einer Steigerung des Sauerstoffbedarfs der aeroben Organismen.

Regelmäßige Temperaturmessungen wurden in den Fließgewässern der Friedberger Au nicht durchgeführt. Bei der Entnahme der Wasserproben am 15. 1. und 5. 2. 73 wurde die Wassertemperatur gemessen (Tab. 3), die, wenn auch nicht repräsentativ, einige Schlaglichter auf die Abhängigkeit der Hydrophytenverbreitung von der Temperatur wirft.

Die Entwässerungsgräben sind kalt-stenotherm, also im Sommer sehr kalt und im Winter relativ warm. Die Quelltemperatur entspricht der mittleren Jahrestemperatur, die im Untersuchungsgebiet ungefähr 7,7° C beträgt, ebensoviel übrigens wie im Quellgebiet der Moosach. Die Temperaturlängsprofile der Entwässerungsgräben zeigen im Winter eine mehr oder weniger starke Temperaturabnahme durch Abkühlung der Wasseroberfläche,

doch sinkt die Temperatur selten unter 0° C ab. So sank am 15. 1. 73 (5. 2. 73) bei einer ungefähren Lufttemperatur von -1° C (\pm 0° C) die Wassertemperatur im Hochmühlbrückengraben von 8,5° (8,4°) bei Meßstelle VI auf 6,4° (6,2°) bei seiner Mündung (Km 0,0) ab, im Höhrgraben von 6,4° (6,2°) bei Meßstelle IX über 4,2° (6,1°) bei X auf 4,0° (3,8°) bei XI, im Viertelsgraben, bei dem die untere Meßstelle schon weit unterhalb des Quellabschnittes im Versickerungsabschnitt liegen dürfte, von 7,4° (7,1°) bei VII auf immerhin 1,2° (2,9°) bei VIII. (Die jeweilige Entfernung der Meßstellen kann aus der Legende zu Tabelle 3 oder aus den Verbreitungskarten entnommen werden). Die in den Entwässerungsgräben wachsenden Hydrophyten ziehen im Winter selten ein.

Verglichen mit den Entwässerungsgräben ist die Friedberger Ach eurytherm, im Sommer wärmer, im Winter kälter als die Entwässerungsgräben. Seit dem Versiegen ihrer Quellgräben wird die Ach hauptsächlich von dem Zulauf Verlorener Bach (Verlorener Graben) — Galgenbach — Hagenbach gespeist, der sich auf ca. 30 km Flußstrecke den herrschenden Lufttemperaturen angleichen kann. Die Ach zeigte am 15. 1. bzw. 5. 2. 73 folgende Temperaturprofile:

Meßstelle		vor Einmündung Hoch-					
		I	II	III mühlenbrückengraben	IV	V	
Wasser- temperatur	15. 1. 1973	0,6°	1,5°	1,6°	1,8°	4,8°	2,5°
	5. 2. 1973	1,6°	2,6°	2,1°	2,1°	4,8°	3,0°

Die Einmündung des Friedberger Abwassers bewirkte einen geringeren (II), die des wasserreichen winterwarmen Hochmühlbrückengrabens (6,4° bzw. 6,2°) einen erheblichen (IV) Temperaturanstieg; 7 km weiter flußabwärts von IV war die Temperatur der Ach schon wieder um rund 2° gefallen. Bemerkenswert ist, daß die Ach vor der Einmündung des Hochmühlbrückengrabens oberflächlich vereist war.

c) Abwasserbelastung

Die Belastung eines Fließgewässers durch Abwassereinleitungen ist von entscheidendem Einfluß auf seine Makrophytenflora. Den Abwässern kommt auch insofern besondere Bedeutung zu, als im Rahmen der vorliegenden Untersuchung die bisher im Moosachs-system festgestellten Zeigerwerte bestimmter Makrophyten (KOHLER, VOLLRATH & BEISL 1971, KOHLER 1972, KOHLER, ZELTNER & WONNEBERGER 1973) mit den in der Friedberger Au gefundenen verglichen werden sollen. Ziel ist es, Pflanzen zu ermitteln, die einen bestimmten Belastungszustand des Gewässers zuverlässig anzeigen und eine floristisch-ökologische Gliederung, wie sie KOHLER (1972) aufstellte, ermöglichen.

Die Abwässer, die südlich Friedberg über den Verlorenen Graben und Hagenbach in die Friedberger Ach gelangen, konnten nicht erfaßt werden. Bekannt ist hier der Abwasserzufluß aus einer Tierkörper-Verwertungsanstalt westlich Mering, der in trockenen Monaten das Fischsterben in der Ach steigert (RAMPP, WIESNER, FRÖBRICH mdl.).

In die Friedberger Ach werden vorwiegend häusliche Abwässer der Gemeinden an der Lechleite und daneben städtische Abwässer von Friedberg (Molkerei und Galvanisationsbetriebe) eingeleitet (vgl. Karten 1 . . . 22, Tab. 2).

Abwassereinleitungen von Siedlungen und landwirtschaftlichen Betrieben im Lechtal konnten wegen fehlender Unterlagen nicht erfaßt werden. Sie sind offiziell nicht erlaubt. Alle Wohngebäude haben Versitzgruben mit Versickerung im Lechschotter. Es konnte beobachtet werden, daß die Überläufe der Versitzgruben vereinzelt in die Friedberger Ach eingeleitet werden.

Die Streusiedlungen Dickelsmoor und Lechfeldmäher haben ebenfalls Versitzgruben ohne Verbindung zu den Entwässerungsgräben.

Die Stadt Friedberg, als Hauptabwassereinleiter, soll 1974 an die Sammelkläranlage Augsburg angeschlossen werden. Damit ist eine Verbesserung der Wasserqualität in der Friedberger Ach zu erwarten. Für die Gemeinden Wulfertshausen, Dörching und Stätzing

Tabelle 2: Klärsystem und Abwassermenge der Gemeinden am Rande der Friedberger Au
(Quelle: Ing.-Büro DIETZ, Wulfertshausen und Landratsamt Aichach-Friedberg)

Ort	Klärsystem	Menge (ca.)
Friedberg	meh. Kläranlage	30 l/s
Wulfertshausen	Erdfaulbecken	4 l/s
Stätzing Nord	Erdfaulbecken	6 l/s
Stätzing Süd	Erdfaulbecken (geplant)	?
Derching Süd	Gruppenkläranlage 3-Kammer-System	0,5 l/s
Derching Nord	Hauskläranlage (Versitzgrube)	1 l/s
Mühlhausen (Flugplatz)	Erdfaulbecken	1,2 l/s
Mühlhausen Nord	Hauskläranlagen, Versick. in den Untergrund	—
Anwalting	Hauskläranlagen und Gruppenkläranlagen	0,5 l/s
Rehling	Hauskläranlagen	0,5 l/s
Sand	Hauskläranlagen	0,5 l/s

ist der Bau einer gemeinsamen biologischen Kläranlage für 20 000 Einwohner an der Friedberger Ach beim Flugplatz (an der Mündung des Hochmühlbrückengrabens in die Ach) für 1975/76 geplant. Die Gemeinden Mühlhausen und Anwalting beabsichtigen ebenfalls den Bau einer biologischen Kläranlage.

Es wäre wünschenswert, wenn beim zuständigen Wasserwirtschaftsamt zentral für alle Anlieger die aktuelle und auch potentielle Abwasserlast ermittelt würde, um eine verödete Ach bis zur Mündung in die Donau zu vermeiden.

Die drei untersuchten Entwässerungsgräben sind frei von Abwassereinleitungen und stellen oligotrophe Fließgewässer dar, wie sie nur noch selten in der Nähe von Siedlungsschwerpunkten zu finden sind.

d) Gewässergüte

Die Güte eines Gewässers wird bestimmt durch Art und Menge des eingeleiteten Abwassers, die Wasserführung (Abflußmenge) und sein natürliches Selbstreinigungspotential. Unter Selbstreinigungskraft versteht man den biologischen Abbau der einem Fließgewässer zugeführten organischen Stoffe zusammen mit den natürlichen „Abfallstoffen“ des Gewässers (SCHWOERBEL 1968). Diese natürliche Selbstreinigungskraft beruht auf der Tätigkeit pflanzlicher und tierischer Biozöten von Mikro- und Makroorganismen, die das Gütebild eines Gewässers charakterisieren, aber auch auf physikalisch-chemischen Mechanismen. Die biologische Gewässergütekartierung ergibt eine qualitative Aussage und ein Durchschnittsbild der Gewässerverunreinigung (FRITSCH 1971).

Eine Gütekartierung der Friedberger Ach wird von der Gewässergüteaufsicht der Regierung von Schwaben in Augsburg nur selten durchgeführt, z. B. wenn Fischsterben eine hohe Abwasserbelastung anzeigen. Sie erfolgt nach dem System von LIEBMANN (1962), mit kleinen Varianten bei den Indikatororganismen. Das Gütebild wird aufgrund der biologischen Analyse konstruiert. Chemisch-physikalische Untersuchungen erfolgen nur in Ausnahmefällen bei starker Verschmutzung zur quantitativen Erfassung des Momentzustandes. Wasserpflanzen werden bei der biologischen Analyse registriert, aber nicht zur Bewertung herangezogen (alle Angaben FRÖBRICH mdl.). Die Gütekarte der Friedberger Ach (Abb. 2) (vgl. Gewässerschutz in Bayern 1972, S. 129) ordnet den Hagenbach und die Friedberger Ach bis zur Kläranlage Friedberg der Güteklasse II (β -mesosaprob) zu. Nördlich der Kläranlage sinkt die Wassergüte auf Güteklasse IV (polysaprob), deren Abgrenzung flußabwärts gegen Güteklasse III (α -mesosaprob) von der Wasserführung bestimmt ist. Von der Einmündung des Hochmühlbrückengrabens an bis zum Verlassen des Untersuchungsgebietes herrscht wieder die β -mesosaprobe Zone. Eine biologische Gütekartierung der grundwassergespeisten Entwässerungsgräben liegt nicht vor. Aufgrund der chemischen und bakteriologischen Wasseranalysen, die bei der vorliegenden Untersuchung

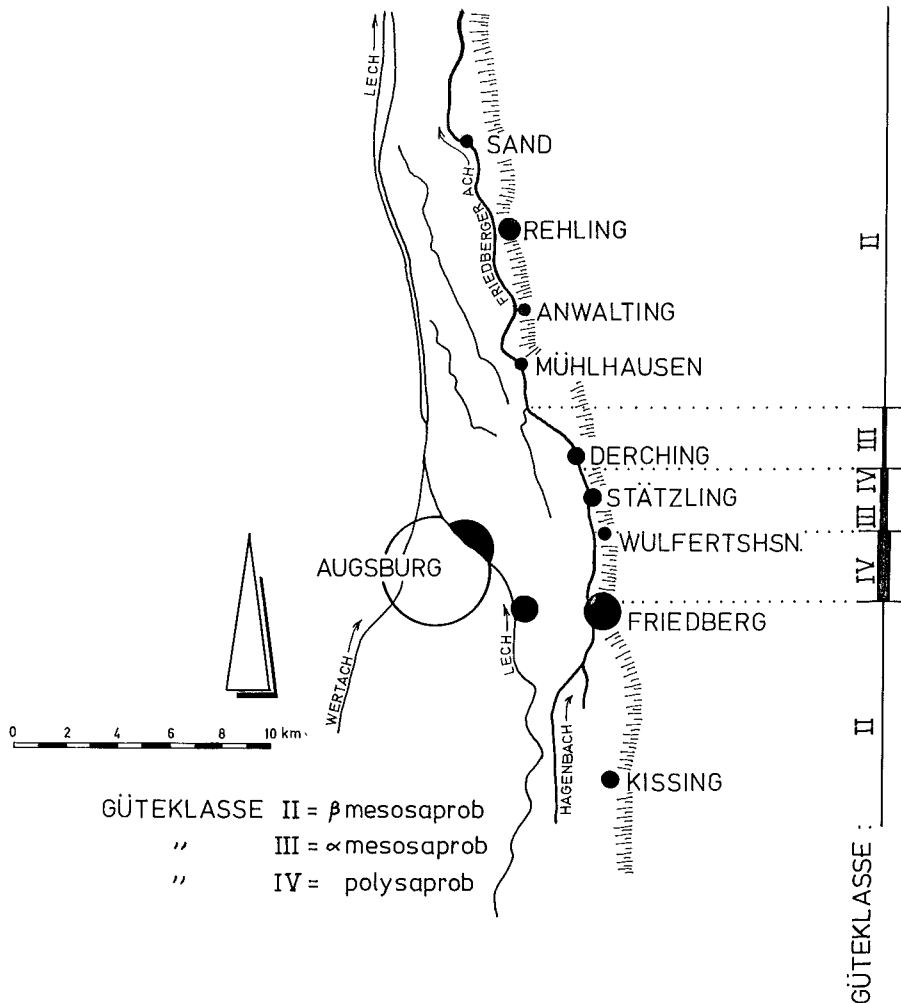


Abb. 2 Biologische Gewässergütekartierung der Friedberger Ach

(Quelle: Gewässergüteaufsicht der Regierung von Schwaben Dr. Fröbrich 1973 mdl.)

vorgenommen wurden und des Fischbestandes lassen sich diese Gräben der Güteklasse I (oligosaprob bzw. katharob) zuordnen.

e) Fischerei

Die Beobachtung des Fischbestandes ist ein Hilfsmittel der biologischen Wasseranalyse, da die Fische Indikatoren der Wasserqualität sind (KAPFER 1967, WETZEL 1969). Die Ach wie auch die Entwässerungsgräben, mit starker bzw. geringster Abwasserbelastung, gehören fischereibiologisch zur Salmonidenregion, die durch Bachforelle (*Salmo trutta fario*), Regenbogenforelle (*Salmo iridea gairdneri*) und Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) gekennzeichnet ist (BECHTHOLD, RAMPP mdl., SCHWOERBEL 1971). Am häufigsten finden wir Bachforellen, vereinzelt auch Regenbogenforellen.

Die Friedberger Ach ist schon seit 1935 ein Sorgenkind der Fischereiberechtigten, da die Stadt Friedberg bis heute nur mechanisch geklärtes Abwasser einleitet. Bei geringer Wasserführung im Herbst und Schneeverwehungen im Hagenbach, die den Abfluß verhindern, kommt es im Bereich von Friedberg bis Mühlhausen oft zu Fischsterben (RAMPP, BECHTHOLD, WIESNER mdl.). Nachweislich war die Ach um 1935 noch ein gutes Forellengewässer; bei Stätzing lag, von der Ach gespeist, eine Forellenzuchtanlage, die aber 1944 wegen starker Abwassereinleitung aufgegeben werden mußte (WIESNER mdl.). Heute ist die Ach von Friedberg-Kläranlage bis Stätzing/Derching ohne Fischbesatz. Nach WIESNER (mdl.) liegen in den anderen Abschnitten die mittleren Erträge bei 90 kg/ha.

Ein natürlicher Forellenaufwuchs ist wegen der starken Verunreinigung in der Friedberger Ach nicht mehr zu finden. Vom Fischereiberechtigten der Stadt Friedberg werden jährlich ca. 1500 . . . 2000 Setzlinge in die Ach eingesetzt (BECHTHOLD mdl.).

Anders sind die fischereibiologischen Verhältnisse in den drei Entwässerungsgräben. Sie stellen kaltstenotheime Fischgewässer mit noch natürlichem Forellenaufwuchs dar. RAMPP (mdl.) beobachtete, daß Forellen (Kieslaicher) aus der Ach zur Laichzeit in den Hochmühlbrückengraben wandern und auf dem kiesigen Untergrund ablaichen. Im Höhgraben wurden vom Fischereiberechtigten um 1962 Edelkrebse (*Astacus astacus*) eingesetzt, die sich vermehren. Hier werden auch gelegentlich Hechte beobachtet, deren Laich vermutlich Wildenten in den Gräben bringen (KIRNER mdl.).

Abschließend sei noch erwähnt, daß in den vielen kleinen, grundwassergespeisten Kiesgruben in der Friedberger Au eine ertragreiche Forellenzucht betrieben wird.

f) Räumungsmaßnahmen

Die Räumungspflicht der Ach obliegt nach einer Verordnung aus dem Jahre 1832 den anliegenden Gemeinden (MEYER mdl.). Die Verkräutung fördert die Sedimentation der Schwebstoffe und verzögert den Abfluß. Da die Schleppkraft der Ach sehr gering ist, müssen von Zeit zu Zeit die Ablagerungen ausgebagert werden. Es wurde bereits auf die Gefahr hingewiesen, daß dabei durch Aufreißen der verdichteten Sohle die Ach trockenfallen kann.

Wasser- und Bodenverbände räumen alle 3 bis 5 Jahre mit dem Bagger die Entwässerungsgräben aus, während die Anlieger im Herbst alljährlich die Gräben entkräuteten bzw. die ausgetrockneten und stark verunkrauteten ausbrennen.

Das gelegentliche Ausräumen der Wasser- und Sumpfpflanzen ist aus ökologischer Sicht erforderlich, da es die natürliche Dynamik (Hochwasser, Flußverlegungen) eines ungebändigten Flusses ersetzt (HABER & KOHLER 1972). Andernfalls würden durch zunehmende Populationsdichte und Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit die submersen Hydrophyten zugunsten der Helophyten verschwinden. *Potamogeton coloratus* ist eine „Pionierpflanze“, die offenen Boden besiedelt und mit zunehmendem Konkurrenzdruck wieder verschwindet.

Wasserwirtschaftlich gesehen sind Räumungsarbeiten zur Vermeidung von Überflutungen notwendig. Es sollten aber Regenerationsflächen der Fließgewässerbiozöosen erhalten bleiben.

g) Chemische Wassereigenschaften und „Verschmutzungsindikatoren“

Zweimalige Messungen reichen nicht aus, um den Chemismus eines Gewässers, besonders die sog. chemischen Verschmutzungsindikatoren, quantitativ zu erfassen; sie zeigen jedoch hinsichtlich der Belastungsfaktoren bereits ungefähre Relationen auf und ermöglichen es vor allem, aufgrund der sich wenig verändernden Faktoren, wie etwa die Wasserhärte, den Gewässertyp chemisch zu charakterisieren.

Die Werte der ersten Probenahme (15. 1. 73) in der Friedberger Ach dürften wegen der langen Trockenperiode im Herbst 1972 und Winter 1972/73 in der Nähe der Höchstwerte der „Verschmutzungsindikatoren“ liegen.

Tabelle 3: Ergebnisse der chemischen Wasseruntersuchungen in den Fließgewässern der Friedberger Au (vgl. Karten 1-22)

Jeweils der 1.Wert vom 15.1.73, der 2.Wert vom 5.2.73. NO₂⁻ negativ: -, schwach positiv: (+)

	Entnahmestellen										
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
pH-Wert	8,3 8,1	8,3 8,3	8,1 8,5	8,1 8,4	8,1 8,4	8,1 8,4	7,5 8,3	8,2 8,1	7,9 8,3	8,0 8,4	8,2 8,1
Leitfähig µS (18°C)	552 544	667 597	591 556	605 589	599 585	630 584	686 689	622 592	686 662	673 675	654 628
Gesamthärte °dGH	20,7 19,0	19,6	19,9 19,6	19,6 20,2	19,6 20,2	20,7 17,9	25,2 20,2	20,7 19,0	21,2 20,7	22,4 21,3	21,0 19,6
Karbonathärte °dKH	17,4 15,1	18,2 17,4	17,1 17,4	16,2 15,4	15,7 16,0	15,1 13,2	17,1 15,1	15,1 11,5	16,0 13,5	15,1 13,7	14,6 11,8
SO ₄ ²⁻	26 29	42 30	32 30	48 50	51 48	42 58	99 110	86 91	94 99	104 112	102 110
Cl ⁻	14 17	39 27	22 17	26 23	22 22	25 26	24 27	25 26	26 27	27 28	27 27
NO ₃ ⁻	29 21	28 19	27 19	29 22	31 23	27 30	21 13	19 16	30 26	24 19	24 21
NH ₄ ⁺	0,03 0,04	7,47 3,74	1,80 1,22	1,16 0,55	1,55 0,93	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0
PO ₄ ³⁻	0,24 0,35	2,34 1,77	2,14 1,27	0,86 0,54	1,03 1,30	0,02 0,02	0,02 0,05	0,02 0,05	0,02 0,03	0,02 0,03	0,02 0,02
HCO ₃ ⁻	378 330	397 378	372 378	354 336	342 348	330 287	372 330	330 250	348 299	330 299	317 256
NO ₂ ⁻	-	(+)	(+)	(+)	(+)	-	-	-	-	-	-
Ca ²⁺	95,9 99,4	95,9 92,3	98,0 92,3	102,2 103,0	102,2 110,1	102,2 71,0	129,9 85,2	112,9 74,6	123,5 85,2	117,1 113,6	112,9 73,8
Mg ²⁺	25 40	25	26 40	27 43	27	29 45	25 42	23 41	29	28 48	29 48
Na ⁺	4,1 3,3	20,4 8,9	7,8 5,0	7,4 6,3	7,4 6,4	8,1 7,4	5,9 5,5	5,9 5,6	8,9 7,6	7,8 7,3	7,8 7,3
K ⁺	1,5 2,0	4,0 3,5	2,3 2,5	2,0 2,0	2,5 2,8	1,5 1,2	2,3 0,7	0,8 1,0	1,0 1,0	0,8 1,0	0,8 1,0
Chlorzahl	3 15,6	24 27,7	21 17,7	18 1,4	17 7,8	2 4,3	5 9,9	8 9,2	3 6,4	3 6,4	2 7,1
Permanganatzahl	7 12	15	11 13	9 10	10 13	5 6	8 11	8 10	5 7	5 7	6 8
Kieselsäure (SiO ₂)	8,8 1,4	14,8 9,8	11,4 3,0	10,4 2,2	10,6 4,0	7,0 0,4	6,4 1,2	6,0 0	5,2 0	5,0 0	6,4 0
Abdampfrückstand	389 390	434 397	412 395	436 420	438 419	467 398	511 533	467 437	522 514	519 522	445 489
Glührverlust	88 179	154 123	162 160	147 118	154 144	170 135	169 227	162 159	189 180	188 159	109 123
Glührückstand	301 211	280 274	250 235	289 302	284 275	297 263	342 306	305 278	333 334	331 363	336 366
Wassertemperatur °C	0,6 1,6	1,5 2,6	1,6 2,1	4,8 4,8	2,5 3,0	8,5 8,4	7,4 7,1	1,2 2,9	6,4 6,2	4,2 6,1	4,0 3,8

Verzeichnis der Entnahmestellen:

- I Friedberger Ach oberhalb Friedberg (Km 23,3)
- II Friedberger Ach unterhalb Kläranlage Friedberg (Km 20,1)
- III Friedberger Ach oberhalb Derching (Km 16,1)
- IV Friedberger Ach nach Einmündung des Hochmühlbrückengrabens (Km 12,5)
- V Friedberger Ach oberhalb Rehling (Km 6,0)
- VI Hochmühlbrückengraben (Km 3,8)
- VII Viertelsgraben beim Flugplatz (Km 11,2)
- VIII Viertelsgraben oberhalb Versickerung (Km 0,4)
- IX Höhgraben oberhalb Lechfeldmäher (Km 5,0)
- X Höhgraben unterhalb Lechfeldmäher (Km 4,0)
- XI Höhgraben vor Versickerung (Km 0,5)

Aus Tabelle 3 ist zu ersehen, daß die Fließgewässer der Friedberger Au (wie das Moosachs-system) einem Ca-hydrogencarbonatreichen, harten Typus von ursprünglich zweifellos oligotrophem Charakter zugehören. Bezeichnend hierfür sind die Ca-Werte > 90 mg/l, HCO₃⁻-Ionen von 290 . . . 370 mg/l, eine Gesamthärte um 20° dGH, eine Carbonathärte bei 16° dKH und eine relativ hohe elektrische Leitfähigkeit von 540 . . . 700 µS (vgl. auch KOHLER & al. 1973).

Im folgenden soll auf die bereits erwähnten chemischen „Verschmutzungsindikatoren“ näher eingegangen werden, insbesondere auf die Ammonium- und Phosphatwerte, da diese wichtige Belastungs- (bzw. Eutrophierungs-) Indikatoren darstellen. Die Grundwasserquellgräben unterscheiden sich hierin erheblich von der Friedberger Ach. In der Friedberger Ach steigt der NH₄⁺- und PO₄³⁻-Gehalt durch die Abwasserleitung bei Friedberg von 0,04 auf 5,61 mg NH₄⁺/l und von 0,28 auf 2,06 mg PO₄³⁻/l an (Mittelwerte aus Messung I und II). In der Selbstreinigungsstrecke von ca. 4 km (Meßstelle III) sinken die Werte auf 1,50 mg NH₄⁺ bzw. 1,70 mg PO₄³⁻/l ab. In diesem Bereich setzen die Makrophyten mit *Eloдея canadensis* wieder ein. (Die Werte dürfen aber nicht als Maximum-Grenzwerte für diese Pflanzen betrachtet werden). Die Grenzwerte für Trinkwasser liegen vergleichsweise bei 0,02 mg NH₄⁺ und 0,02 mg PO₄³⁻/l (HÖLL 1970).

In den drei Entwässerungsgräben ist Ammonium nicht nachweisbar (Tab. 3). Die Phosphatwerte in der Analyse vom 15. 1. 73 lagen beim HÖLLschen Grenzwert, während sie bei der Analyse vom 5. 2. 73 bis auf 0,05 mg PO₄³⁻/l (im Viertelsgraben) anstiegen. Dies könnte durch Einschwemmung von Nährstoffen mit Schmelzwässern bedingt sein.

Alle anderen sog. chemischen Verschmutzungsindikatoren (im Sinne von HÖLL) sind in unseren Gewässern ohne große Aussagekraft für das Pflanzenwachstum (vgl. auch KOHLER & al. 1973). Nur der Gehalt an Kalium- und Natrium-Ionen steigt mit dem Ammonium und Phosphat an und hat hier einen gewissen indikatorischen Wert.

Die im Vergleich zur Permanganatzahl erhöhte Chlorzahl an den Probestellen II—V deutet auf fäkale Verunreinigung (HÖLL 1970). Bemerkenswert ist, daß die Nitratkonzentration auch im Bereich der Abwassereinleitung in die Ach unter dem von HÖLL angegebenen Grenzwert für Trinkwasser von 30 mg NO₃⁻/l bleibt.

Verglichen mit den Grenzwerten von HÖLL (1970), kennzeichnen die chemischen Werte die Entwässerungsgräben als Gewässer mit Trinkwasserqualität, wie sie am Rande von Ballungszentren heute nur noch selten zu finden sind.

h) Keimzahlen

Nach BUSSE (1972, Mskr.) geben bakteriologische Keimzahlenbestimmung und Coli-Nachweis ergänzende Hinweise zur chemisch-physikalischen Wasseruntersuchung.

An den Wasserprobe-Entnahmestellen I, III, IV (abwasserbelastet) sowie VII und XI (ohne Abwassereinleitung) wurde am 15. 2. und 21. 3. 73 je eine Wasserprobe entnommen und am selben Tag im Bakteriologischen Institut der Süddeutschen Versuchs- und Forschungsanstalt in Weihenstephan verarbeitet (Oberflächenausstrich auf PC-Agar nach erfolgter Verdünnung, bebrütet bei 30° C). Die Keimzahl wurde nach fünf Tagen ermittelt.

Tabelle 4: Bakterien-Keimzahlenbestimmung (Keime/ml Wasser)

Entnahmestellen Nr.	am 15. 2. 1973	am 21. 3. 1973
I	34 × 10 ³	—
III	33 × 10 ³	163 × 10 ³
IV	40 × 10 ³	33,6 × 10 ³
VII	0,2 × 10 ³	0,45 × 10 ³
XI	1,96 × 10 ³	4,3 × 10 ³

Die um 2 Potenzen höheren Keimzahlen der Entnahmestellen I, III und IV zeigen deutlich die stärkere Belastung.

Die Bakterienflora-Analyse von THURNER & BUSSE ergab keine gleichbleibende charakteristische Verteilung der Keime. Deshalb wird hier auf die Bakterienflora nicht weiter eingegangen.

Verzichtet wird hier auch auf die Darstellung der Zusammenhänge zwischen Nährstoff- (bes. Phosphat-) Gehalten der Sedimente und der darauf wachsenden Wasserpflanzen-Vegetation, die in einer eigenen Forschungsarbeit von anderer Seite behandelt werden.

5. Verbreitung und Ökologie der Makrophyten

a) Florenliste

Nachstehende Pflanzen wurden in den untersuchten Fließgewässern im Herbst 1972 gefunden und abschnittsweise aufgenommen. Die mit einem + gekennzeichneten Taxa sind in den Verbreitungskarten 1 . . . 22 dargestellt. Dem botanischen Namen folgt die Fundortangabe, ausgedrückt durch die Nummer der Top. Karte 1:25 000 mit dem „Quadranten“, z. B. 7531/1, um die Ergebnisse für die Floristische Kartierung Mitteleuropas zugänglich zu machen.

aa) Gefäß-Hydrophyten

- + *Elodea canadensis* 7631/2, 4; 7531/2, 4;
- Lemna minor* 7531/4;
- + *Myriophyllum spicatum* 7531/2;
- + *Potamogeton berchtoldii* 7531/4;
- + — *coloratus* 7631/2; 7531/1, 3, 4; 7431/3;
- + — *crispus* 7531/2, 3;
- + — *densus* 7631/2, 4; 7531/1, 3, 4; 7431/3;
- + — *natans* var. *prolixus* 7331/1, 3;
- + — *panormitanus* 7631/2; 7531/2;
- + — *pectinatus* 7531/1, 2, 3, 4; 7431/3, 4;
- + *Ranunculus fluitans* 7531/2; 7431/3;
- + — × *gluckii* (= *R. circinatus* × *trichophyllum*) 7631/2; 7531/2, 4; 7431/3;
- + — *trichophyllum* 7431/3; 7531/1, 2, 3, 4; 7631/2;
- + *Zannichellia palustris* subsp. *repens* 7531/2, 4; 7431/3; 7631/2.

ab) Helophyten etc.

Sie dringen oft vom Ufer aus in das Gewässer vor und bilden stellenweise Flutformen, wodurch sie sich der Wasserströmung anpassen. Die Helophyten verdrängen meist nach einiger Zeit die submersen Hydrophyten, wenn Räumungsmaßnahmen ausbleiben.

- Agrostis gigantea* f. *submersa* 7531/1, 3, 4; 7631/2; 7431/3;
- *stolonifera* f. *submersa* 7531/1, 2, 4; 7431/3; 7631/2;
- Caltha palustris* submers 7531/1, 4;
- Deschampsia caespitosa* f. *submersa* 7531/3, 4; 7631/2;
- Glyceria fluitans* f. *natans* 7631/2; 7531/1, 2;
- *maxima* f. *natans* 7631/2;
- Iris pseudacorus* 7531/1, 3; 7431/3;
- + *Juncus articulatus* f. *submersus* und f. *terrestris* 7631/2; 7531/1, 4;
- + — *subnodulosus* f. *submersus* und f. *terrestris* 7531/1, 3, 4; 7431/3;
- + *Mentha aquatica* f. *submersa* 7531/1, 2, 3, 4;
- Myosotis palustris* f. *submersa* 7531/2, 4; 7631/2;

- Nasturtium officinale* coll.¹⁾ f. *submersum* u. typische = halbsubmerse Form 7631/2, 4;
7531/1, 2, 3, 4;
Phalaris arundinacea 7531/1, 2, 3;
Phragmites communis 7531/1, 3; 7431/3;
+ *Scirpus lacustris* f. *fluitans* 7531/1, 3;
+ *Sium erectum* f. *submersum* und halbsubmers 7431/3, 4; 7531/1, 2, 3, 4; 7631/4;
+ *Sparganium emersum* f. *submersum* und *erectum* coll. 7531/1, 3, 4; 7631/2, 4;
+ — *minimum* 7531/1, 3, 4;
Veronica anagallis-aquatica f. *submersa* 7431/3 u. typische Form 7431/3;
— *beccabunga* f. *submersa* u. typische Form 7631/2; 7531/2;

Von den Bryo-Hydrophyta wurde

- + *Fontinalis antipyretica* (7531/2)

und von den Thallopchyten die

Charophyta

in den Vegetationsaufnahmen festgehalten. Es wurden gefunden

- + *Chara hispida* (7531/1, 3, 4)

- + — *vulgaris* (7531/3, 4)

Nitella opaca (7531/3) im Höhengraben Frühjahr 1973.

b) Makrophytenverbreitung und Belastungsgrad der Fließgewässer

Ähnlich wie im Moosachsystem (KOHLER & al. 1971) ergab die Kartierung auch in den Fließgewässern der Friedberger Au z. T. sehr charakteristische Verbreitungsbilder (Karten 1. . . 22), von denen mehrere zweifellos durch den unterschiedlichen Belastungsgrad des Gewässers geprägt sind. Hierfür ist ein gutes Beispiel *Potamogeton coloratus*, der auf die „Oberläufe“ der unbelasteten („katharoben“) Quellbäche konzentriert ist. Über die Ökologie dieser Pflanze, die immer Ca-reiche Niedermoorgewässer besiedelt, ist in den letzten Jahren Genaueres bekannt geworden (CARBIENER 1969, GLÄNZER 1974, KOHLER & al. 1971, 1972, 1973, KOHLER 1972). Wie experimentelle Befunde zeigen, spielt beim Rückgang dieser sehr verschmutzungsempfindlichen Art das Ammoniak-N, welches toxisch wirkt, wohl eine entscheidende Rolle. Ähnliche Verbreitungsbilder und wohl auch ähnliche Standortansprüche wie *Potamogeton coloratus* zeigen in unseren Fließgewässern *Chara hispida* und *Ch. vulgaris*. In Bayern ist die häufige *Chara vulgaris* in Fließ- und Stillgewässern als einzige Characeen-Art in Ausbreitung begriffen; der Grund hierfür ist wohl in einer geringeren Belastungsempfindlichkeit zu suchen, verglichen etwa mit *Chara hispida*, die bei uns im Rückgang ist (vgl. W. Krause 1969). Sowohl *Potamogeton coloratus* als auch die erwähnten *Chara*-Arten sind konkurrenzschwach und in den erwähnten Fließgewässern auf Räumungsmaßnahmen angewiesen, die die natürliche Flußdynamik zum Teil ersetzen dürften.

Auch *Juncus subnodulosus* und *J. articulatus* ähneln in ihren Verbreitungsbildern, vielleicht auch in ihrer Ökologie, den vorgenannten Arten. Sie wachsen vom Ufer aus in das Gewässer hinein und passen sich stellenweise der Strömung durch lange, flutende Blätter und Sprosse an. Beide Arten treten in der Friedberger Au gemeinsam auf (siehe Karte 6 u. 8), *Juncus subnodulosus* jedoch häufiger.

Sparganium minimum konnte in wenigen Abschnitten des Höh- und Viertelsgrabens nachgewiesen werden (Karte 3). Es ist wohl ebenfalls zu den oligotraphenten Elementen zu zählen.

Auffallend breit ist das Vorkommen von *Mentha aquatica* f. *submersa* (Karte 7) in den drei Entwässerungsgräben. CARBIENER (1969) sieht sie als charakteristische Art einer Folgegesellschaft des *Potamogeton coloratus*, der *Sium erectum*-*Mentha aquatica*-Gesellschaft an, die bei schwacher Eutrophierung folgt.

Sium erectum (Karte 14) hat neben *Ranunculus trichophyllus* das weiteste Verbrei-

1) Bei den sterilen submersen Pflanzen ließ sich die Kleinart nicht sicher ermitteln. Im Gebiet konnte aber einmal (nördlich von Mühlhausen) *Nasturtium microphyllum* nachgewiesen werden.

tungsspektrum aller Makrophyten in den Gewässern der Friedberger Au. Es hat im nährstoffarmen Entwässerungsgraben eindeutig sein Optimum, ist aber auch in der eutrophieren Friedberger Ach anzutreffen. Ähnlich verhalten sich *Sparganium emersum* und *S. erectum* (Karte 22), die vereinzelt in den saubereren Entwässerungsgräben, jedoch auch noch in der Verödungszone der Friedberger Ach als einzige Gefäßpflanze gefunden wurden. Auch VOLLRATH (1965) beobachtete in der durch Coburger Abwässer völlig verschmutzten Itz an Gefäßpflanzen nur noch *Sparganium* und *Lemna minor*; der als besonders resistent geltende *Potamogeton pectinatus* trat erst nach einer gewissen Selbstreinigungsstrecke wieder auf. Eine Unterscheidung der Flutformen von *Sparganium emersum* und *S. erectum* ist oft sehr schwierig. Sie sind daher in der Karte zusammengefaßt. Eindeutig determiniert werden konnte *Sparganium erectum* im Viertels- und Höhgraben.

Ein weiterer Bewohner des oligotrophen Wassers ist im Gebiet neben *Potamogeton natans* var. *prolixus* und *P. berchtoldii* — beide treten nur sporadisch auf — *P. densus* (W. KRAUSE 1969, OBERDORFER 1970). Diese Pflanzenart fehlt im Viertelsgraben, ist aber in den β -mesosaprogenen Abschnitten der Ach mit stärkeren Schädigungen verbreitet (Karte 11).

Eine große ökologische Amplitude haben (neben dem bereits beschriebenen *Sium erectum*) *Potamogeton pectinatus* (Karte 15), *Ranunculus* \times *gluckii* (Karte 12) und *R. trichophyllus* (Karte 19). Obwohl das Hauptverbreitungsgebiet von *Potamogeton pectinatus* in den oligosaprogenen Entwässerungsgräben der Friedberger Au liegt, ist aus anderen Untersuchungen zu entnehmen, daß er auch im stark verschmutzten Wasser wächst (A. KRAUSE 1972, W. KRAUSE 1971) und durch Nährstoffzufuhr gefördert wird. In der stark verschmutzten untersten Schwarzen Laaber ist er z. B. sehr üppig entwickelt.

Bei *Ranunculus trichophyllus* ist die Belastungsamplitude sogar größer als bei *Potamogeton pectinatus*. Wie finden *Ranunculus trichophyllus* sowohl in den reinen Grundwassergräben als auch in stark belasteten Abschnitten der Ach, wo er hinter der Verödungszone als zweite Art nach *Elodea canadensis* auftritt. Obwohl *Ranunculus* \times *gluckii* (= *R. circinatus* \times *trichophyllus*) häufig vorkommt, konnte *Ranunculus circinatus* nicht gefunden werden.

Zu den Pflanzen, die vorwiegend oder ausschließlich im belasteten Bereich der Friedberger Ach vorkommen, gehören *Elodea canadensis* (Karte 21), *Potamogeton crispus* (Karte 16), *Myriophyllum spicatum* (Karte 18), *Ranunculus fluitans* (Karte 20) und *Zannichellia palustris* subsp. *repens* (Karte 13). Das Auftreten von *Potamogeton crispus* im abwasserfreien Viertelsgraben zeigt vielleicht eine analytisch nicht erfassbare Störung durch die dortigen Streusiedlungen an.

Elodea canadensis geht am weitesten in den meso- bis polysaprogenen Bereich. Dieses Verhalten beobachtete auch WEBER-OLDECOP (1970, S. 155) bei Wasserpflanzengesellschaften im östlichen Niedersachsen, wo in der Örtze *Elodea canadensis* nach der makrophytenfreien Verödungszone als erste Pflanze wieder auftritt. Die Verbreitung von *Ranunculus fluitans* in der Friedberger Ach beginnt erst bei Au im Norden des Untersuchungsgebietes und nimmt flußabwärts zu, wie einige Stichprobenaufnahmen zeigten.

Die Belastungssituation der Friedberger Ach gab uns die Gelegenheit, die kontrollierende Wirkung von massiven Abwasserzuflüssen ebenso wie die der Selbstreinigung auf die Makrophytenverbreitung zu studieren. Wie weiter oben (Kap. 4c) geschildert, gelangen die Abwässer der Stadt Friedberg nur mechanisch gereinigt in die Ach. Oberhalb der Einleitungsstelle (Km 20,25), wo das Gewässer noch gering belastet ist, finden sich noch *Potamogeton densus*, *Sium erectum*, *Ranunculus trichophyllus* und *Nasturtium officinale* coll. In der Abwasserfahne gedeihen bei starker Faulschlammabildung keinerlei Makrophyten, hier dominiert das Chlamydobakterium *Sphaerotilus natans*. In der rechten Bachseite, wo noch kaum eine Durchmischung mit dem von links eingeleiteten Abwasser stattgefunden hat, wachsen noch *Elodea canadensis*, *Ranunculus trichophyllus*, *Veronica anagallis-aquatica* und *Agrostis gigantea* (Flutform). Nach der völligen Durchmischung fallen auch diese Arten aus (Abb. 3), womit die Zone der Wasserpflanzenverödung beginnt, in der nur vereinzelt die Flutform von *Sparganium emersum* anzutreffen ist. Erst nach einer länge-

Abb. 3 Abwassereinleitung in die Friedberger Ach.
Pflanzenbestand in der Durchmischungs-
zone.

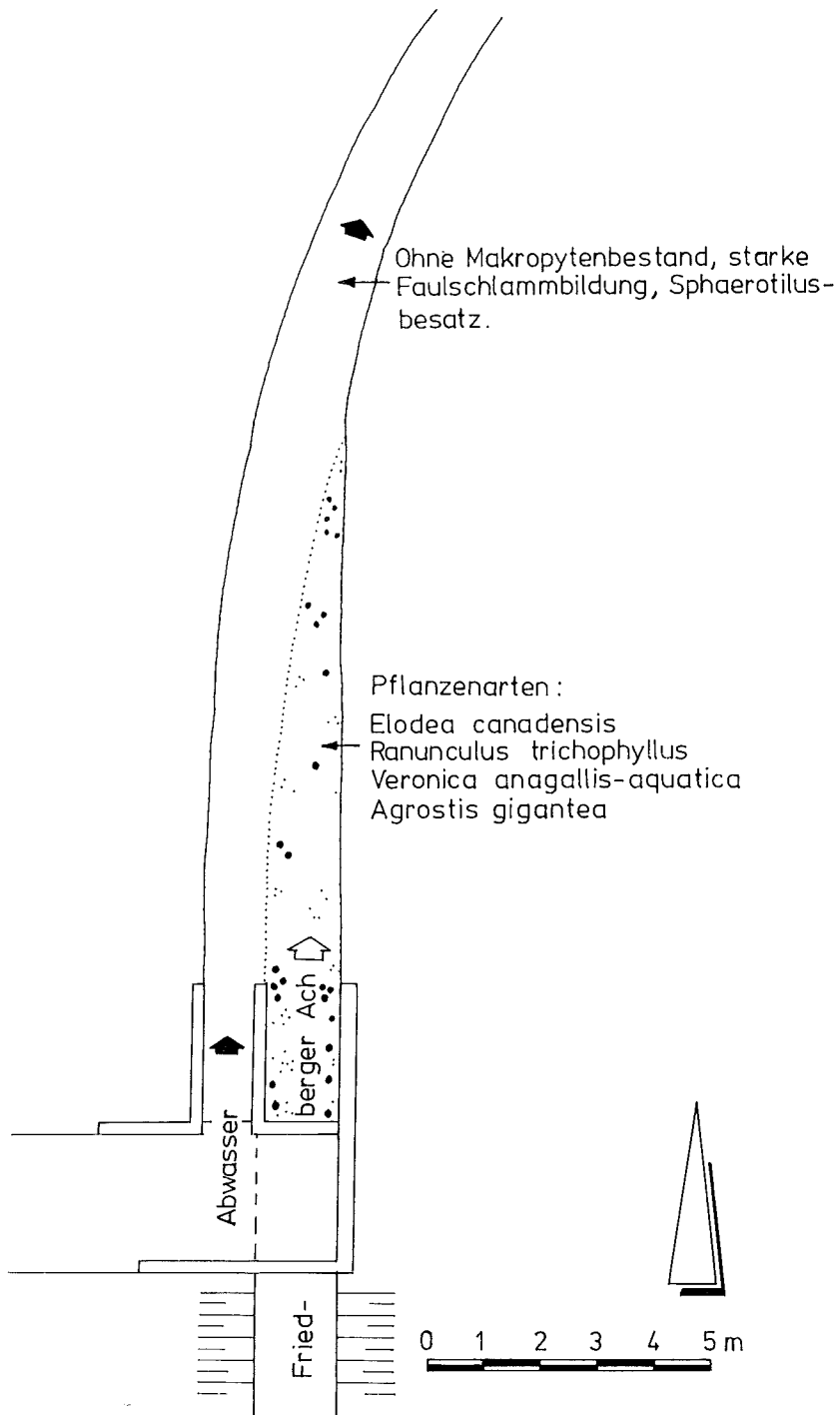
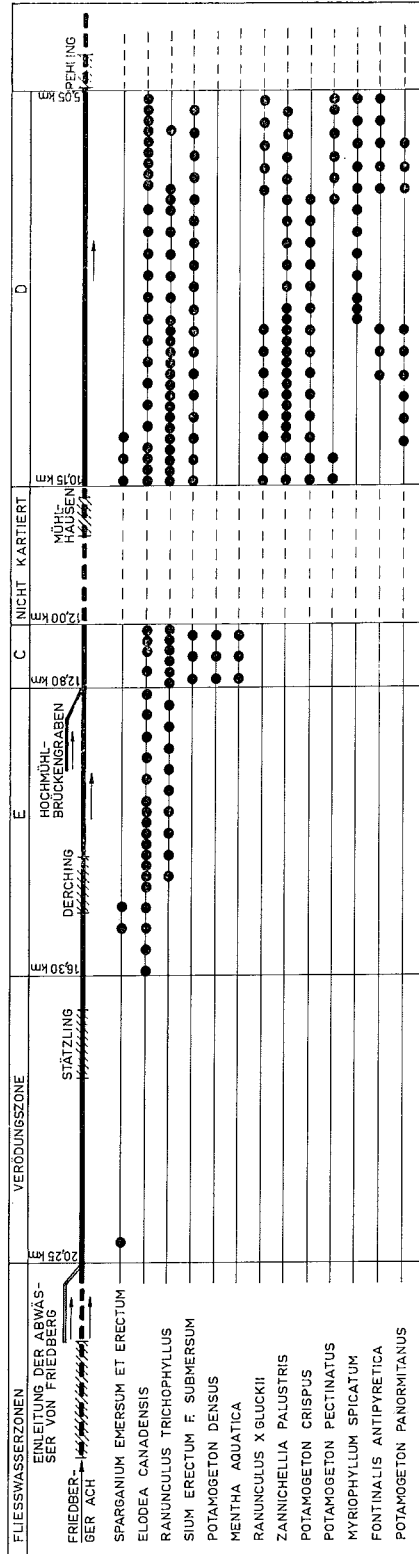


Abb. 4

PFLANZENBESIEDLUNG NACH ABWASSEREINLEITUNG IN DER FRIEDBERGER ACH



ren Selbstreinigungsstrecke erscheinen wieder die ersten Makrophyten, *Elodea canadensis* nach ca. 4 km, *Ranunculus trichophyllus* nach ca. 5 km (Abb. 4). Eine wesentliche Verbesserung der Gewässerqualität erfährt die Friedberger Ach schließlich bei Km 12,8 durch die Einmündung des grundwassergespeisten Hochmühlbrückengrabens. Hier wird die Makrophytenflora der Ach durch *Potamogeton densus*, *Mentha aquatica*, *Sium erectum* und *Nasturtium officinale* coll. bereichert, wobei aber die beiden erstgenannten Arten nach der völligen Durchmischung wieder verschwinden.

Im Untersuchungsgebiet lassen sich anhand der Verbreitungsverhältnisse der Arten, bezogen auf den Belastungszustand des Gewässers, folgende Artengruppen unterscheiden.

1. Arten, die auf den reinsten (katharoben) abwasserfreien Bereich beschränkt sind:

Potamogeton coloratus
— *berchtoldii*
Sparganium minimum
Chara vulgaris
— *hispida*
Juncus subnodulosus

2. Arten mit Schwerpunkt im katharoben Bereich, aber noch in leicht belastete Abschnitte hineinreichend:

Potamogeton densus
Mentha aquatica f. *submersa*
Nach Erfahrungen aus anderen Gebieten sind hierzu auch die folgenden im Gebiet seltenen Arten zu rechnen:
Juncus articulatus
Scirpus lacustris f. *fluitans*
Potamogeton natans var. *prolixus*

3. Arten mit weiter Verbreitungsamplitude vom reinsten bis zu mehr oder weniger stark belasteten Fließgewässerbereichen (außer Verödungszone):

Ranunculus × *gluckii*
Zannichellia palustris subsp. *repens*
Sium erectum
Potamogeton pectinatus
— *panormitanus*
Ranunculus trichophyllus
Fontinalis antipyretica (im Gebiet selten)
Nasturtium officinale coll.
Potamogeton crispus (Schwerpunkt in belasteten Abschnitten)
Sparganium emersum und *erectum* (auch noch in Verödungszone)

4. Arten mit Schwerpunkt in mäßig bis stark belasteten Gewässern, in den katharoben Bereichen fehlend:

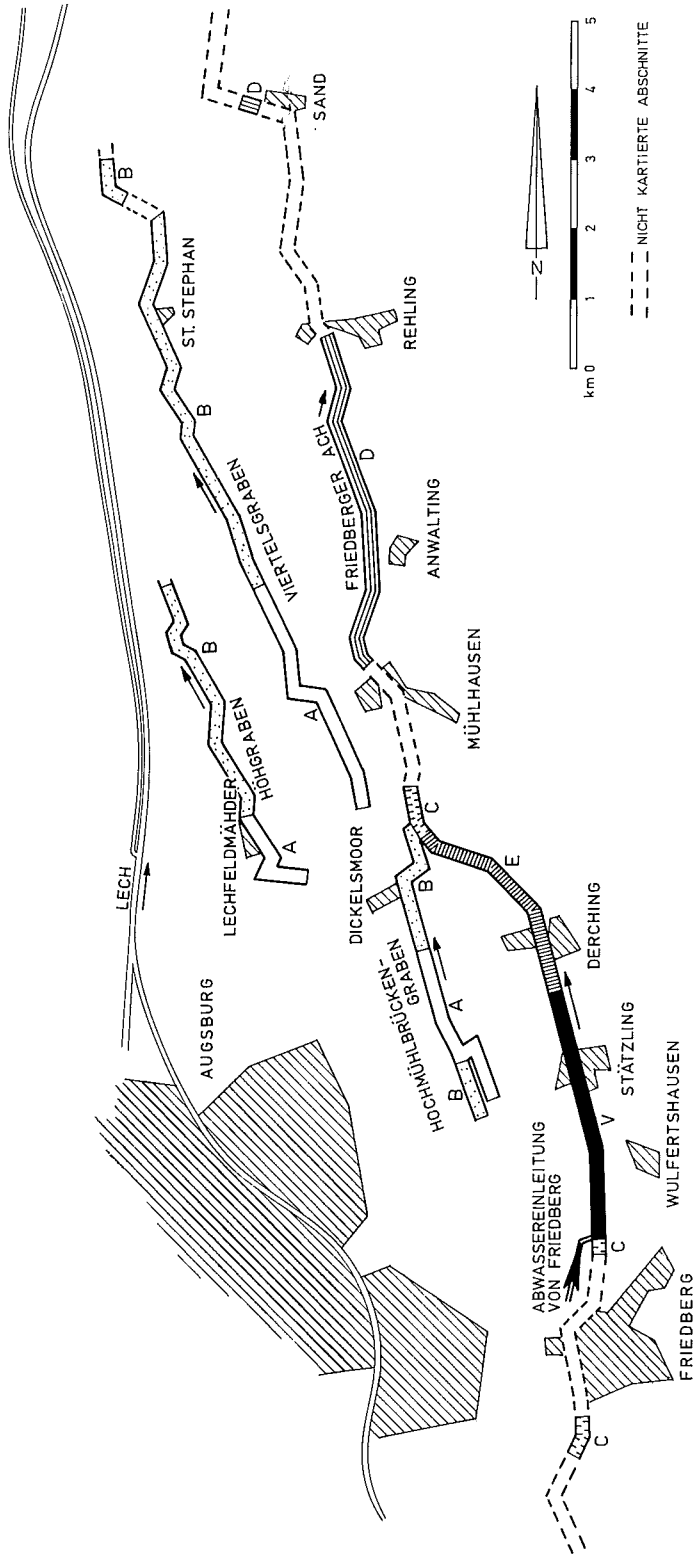
Elodea canadensis (in anderen Gebieten auch in katharoben Bereichen)
Myriophyllum spicatum
Ranunculus fluitans (im Gebiet selten)

Diese Artengruppen stimmen z. T. sehr gut mit denen der Moosach überein; in einigen Fällen bestehen Abweichungen, die sich z. T. interpretieren lassen. Immerhin sind die vorliegenden Befunde dazu geeignet, unsere Kenntnisse über den Indikatorwert von Makrophyten in Ca-reichen Fließgewässern zu bestätigen bzw. zu erweitern.

c) Floristisch-ökologische Flußzonen

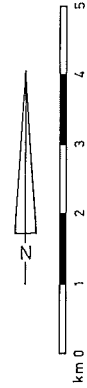
Mit Hilfe der Artengruppen und unter Verwendung der hydrologischen und wasserchemischen Daten lassen sich, wie an der Moosach, floristisch-ökologische Flußzonen (Abb. 6) unterscheiden (vgl. KOHLER 1972). Das sind synthetische Einheiten, die Gegenstand für planerische Maßnahmen darstellen können (HABER & KOHLER 1973). Entspre-

Abb. 5 FLORISTISCH-ÖKOLOGISCHE FLUSSZONEN DER FLIESSGEWÄSSER FRIEDBERGER AU



ZONE A VON POTAMOGETON COLORATUS ZONE B VON MENTHA AQUATICA ZONE C VON POTAMOGETON DENSUS ZONE D ARTENREICHER, ZONE E ARTENARMER TYPUS
 VON ELDEEA CANADENSIS ZONE V VERÜDUNGZONE

--- NICHT KARTIERTE ABSCHNITTE



chend der floristischen und hydrologischen Individualität des Fließgewässers sind diese Typen nicht in allen Fällen identisch mit denen anderer Fließgewässer. Wir können in den Fließgewässern der Friedberger Au folgende Zonen (Typen) unterscheiden, die wir als Belastungsreihe ansehen können (vgl. Tab. 6).

Zone A von *Potamogeton coloratus* }
Zone B von *Mentha aquatica* } katharob
Zone C von *Potamogeton densus* (hier nur andeutungsweise ausgebildet)
Zone D u. E von *Elodea canadensis*

(Zone D stellt den reicheren, E den zur Verödungszone überleitenden Typus dar)

Zone V Verödungszone (nur *Sparganium emersum* und *S. erectum*)

Eine nähere Kennzeichnung der Zonen soll weiter hinten (Kap. 6b) beim Vergleich mit dem Moosach-System gegeben werden.

d) Florenveränderungen

BEER (1971, S. 261) stellt in seiner Arbeit „Über Möglichkeiten der Ermittlung des ursprünglichen Trophie-Zustandes in Fließgewässern“ fest, „daß es gelingt durch Verbindung historischer und ökologischer Forschung Aussagen über die landschaftsökologische Situation zurückliegender Zeiten zu machen und die Entwicklung bestimmter Abwässer genauer zu erfassen“. Auch A. KRAUSE (1972, S. F11—F12) sowie KOHLER & al. (1971) vergleichen in ihren Untersuchungen die heutige Makrophyten-Verbreitung mit Aufzeichnungen aus der Vergangenheit und finden erhebliche Abweichungen, die größtenteils auf Florenverschiebungen beruhen dürften.

Solche Vergleiche der Makrophytenverbreitung verschiedener Zeiten sind aus landschaftsökologischen und -pflegerischen Gründen bedeutsam, da hiermit Veränderungen im Ökosystem Gewässer erfaßt werden können. Exakte Fundortangaben und taxonomische Übereinstimmung müssen allerdings gewährleistet sein.

Der Naturwissenschaftliche Verein Augsburg beschreibt seit Mitte des vorigen Jahrhunderts die Flora von Augsburg und Umgebung (CAFLISCH 1850), die laufend ergänzt und von WEINHARDT (1898) neu bearbeitet wurde. Leider sind Angaben über Hydrophyten selten. Erst in neueren Arbeiten des Vereins werden die Fundorte genauer beschrieben (HIEMEYER 1971) und in einer Zentralkartei festgehalten (HIEMEYER mdl.).

CAFLISCH (1850) gibt *Potamogeton crispus* für Gräben zwischen Lechhausen und Gersthofen an. Diese durch die Gewässerbelastung häufig geförderte Art ist heute infolge Eutrophierung der ehemals oligotrophen Gewässer in der Friedberger Au verbreitet. *Potamogeton pectinatus* und *P. densus* wurden ferner in Bächen der gesamten Lechäue gefunden. Dies stimmt mit der heutigen Verbreitung überein.

Massenhaftes Vorkommen von *Elodea canadensis* in den abwasserbelasteten Stadtgräben von Augsburg beschreibt WEINHARDT (1898). Heute tritt diese Pflanzenart in der stark belasteten Friedberger Ach auf. *Hippuris vulgaris* und *Ceratophyllum demersum*, angegeben von WEINHARDT (1898) in den Gräben bei Stätzling und Wulfertshausen und in der Friedberger Ach, wurden von uns im Herbst 1972 nicht (mehr) gefunden. In den Torfgräben (Entwässerungsgräben) zwischen Lechhausen und Mühlhausen war *Sparganium minimum* um die Jahrhundertwende auch nur vereinzelt vertreten. *Potamogeton coloratus* wird erstmalig von HIEMEYER (1971) genannt.

Leider ermöglichen die wenigen alten Angaben kaum eine Aussage über Veränderungen der Gewässerqualität.

6. Vergleich mit dem Moosachsystem

Ein Vergleich der beiden Fließgewässersysteme bietet sich schon deswegen an, weil sie in zwei sich weitgehend entsprechenden Naturräumen liegen, nämlich auf schotterreichen Alluvionen alpiner Flüsse (Isar und Lech), die durch den Rand des tertiären Hügellandes begrenzt werden.

Unterschiede zwischen den beiden Fließgewässersystemen liegen zunächst in den hydrologisch-thermischen Verhältnissen vor. Die Moosach wird in ihrem ganzen Verlauf vorwiegend von Grundwasser der Schotterebene gespeist und steht mit diesem in dauernder Verbindung, eine Tatsache, die ihren kaltstenothermen Charakter bedingt (KNAPPE 1971, KOHLER & al. 1971). In der Friedberger Au gehören nur die Entwässerungsgräben diesem Typus an; die Friedberger Ach selbst ist, wie bereits ausgeführt, gegen den Schotterkörper abgedichtet und fließt über dem Grundwasser. Sie trägt, wie wir durch Messungen belegt haben, wohl in erster Linie deswegen mehr winterkalte Züge und wird auch im Sommer höhere Temperaturen erreichen als die Moosach. Diese Gesichtspunkte sind wesentlich für die richtige Interpretation des Belastungszeigerwertes der Makrophyten.

Ein weiterer wesentlicher Unterschied liegt in den Belastungsverhältnissen der beiden Fließgewässersysteme vor. In der Friedberger Ach reicht das Spektrum viel weiter als im Moosachsystem. Hier haben wir noch ausgedehnte Grundwassergräben ohne jegliche Abwasserbelastung, einen Gewässertyp, der im Moosachsystem auf zwei Quellbäche bzw. den Quellauf beschränkt ist. Auf der anderen Seite finden wir in der Friedberger Ach eine durch Abwässer bedingte Makrophyten-Verödungszone mit anschließender Selbstreinigungsstrecke. Im Moosachsystem fehlen verödete Abschnitte ganz, selbst in unmittelbarer Nähe der Abwassereinleitungsstellen.

a) Floristischer Vergleich

Im folgenden werden die in den Fließgewässern der Friedberger Au (F) und des Moosachsystems (M) nachgewiesenen Makrophyten gegenübergestellt.

Tabelle 5:

aa) Hydrophyten:

	M	<i>Callitriche obtusangula</i>
F	M	<i>Elodea canadensis</i>
F	M	<i>Lemna minor</i>
	M	— <i>trisulca</i>
F		<i>Myriophyllum spicatum</i>
	M	— <i>verticillatum</i>
	M	<i>Nuphar lutea</i>
F		<i>Potamogeton berchtoldii</i>
F	M	— <i>coloratus</i>
F	M	— <i>crispus</i>
F	M	— <i>densus</i>
F	M	— <i>natans</i> var. <i>prolixus</i>
F		— <i>panormitanus</i>
F	M	— <i>pectinatus</i>
F	M	— <i>perfoliatus</i>
	M	<i>Ranunculus penicillatus</i> nm. <i>calcareus</i>
	M	— <i>circinatus</i>
	M?	— <i>circinatus</i> × <i>fluitans</i>
	M?	— <i>circinatus</i> × <i>fluitans</i> × <i>trichophyllum</i>
F	M?	— × <i>gluckii</i> (= <i>circinatus</i> × <i>trichophyllum</i>)
F	M	— <i>fluitans</i>
	M	— <i>fluitans</i> × <i>trichophyllum</i>
F	M	— <i>trichophyllum</i>
F	M	<i>Zannichellia palustris</i> subsp. <i>repens</i>

ab) Submerse Formen von Helophyten etc.:

F		<i>Agrostis gigantea</i> f. <i>submersa</i>
F	M	— <i>stolonifera</i> f. <i>submersa</i>
F	M	<i>Caltha palustris</i> submers
F	(M)	<i>Deschampsia caespitosa</i> f. <i>submersa</i>
F	M	<i>Glyceria fluitans</i> f. <i>natans</i>
F	M	— <i>maxima</i> f. <i>natans</i>
	M	<i>Hippuris vulgaris</i> f. <i>fluviatilis</i>
	M	<i>Juncus alpinus</i> f. <i>submersus</i>
F		— <i>articulatus</i> f. <i>submersus</i>
F	M	— <i>subnodulosus</i> f. <i>submersus</i>
F	M	<i>Mentha aquatica</i> f. <i>submersa</i>
F	M	<i>Myosotis palustris</i> f. <i>submersa</i>
F	M	<i>Nasturtium officinale</i> coll. f. <i>submersum</i> ¹⁾
F	M	<i>Phalaris arundinacea</i> submers
F	M	<i>Phragmites communis</i> submers
F	M	<i>Scirpus lacustris</i> f. <i>fluitans</i>
F	M	<i>Sium erectum</i> f. <i>submersum</i>
F	M	<i>Sparganium emersum</i> f. <i>submersum</i>
F	M	— <i>erectum</i> coll. ²⁾
F		— <i>minimum</i>
F	M	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> f. <i>submersa</i>
F		— <i>beccabunga</i>

ac) Bryo-Hydrophyta:

F	M	<i>Fontinalis antipyretica</i>
---	---	--------------------------------

ad) Charophyta:

F	M	<i>Chara hispida</i>
F		— <i>vulgaris</i>
F		<i>Nitella opaca</i>

Beide Gewässersysteme zeigen auffallende gemeinsame Züge, die in ihren katharoben Bereichen mit der *Potamogeton coloratus*-Gruppe am ausgeprägtesten sind. Eine der bemerkenswertesten Eigenheiten der Friedberger Ach ist das völlige Fehlen von *Callitriche obtusangula*, die im Moosach-System in den mäßig bis stark eutrophierten Flußbereichen dominiert (KÖHLER & al. 1971). Ihr Fehlen dürfte durch die thermischen Verhältnisse der Friedberger Ach bedingt sein (Kap. 4b). Die Pflanze ist auf winterwarmes, mehr oder weniger eutrophiertes Wasser angewiesen (W. KRAUSE 1971). Während in der Moosach die Wassertemperatur selten unter 4° C absinkt, ist die Friedberger Ach ein winterkaltes Gewässer. Daneben muß man aber daran denken, daß das in starker Ausbreitung begriffene Areal die Friedberger Au noch nicht erreicht hat.

Ein weiterer bemerkenswerter Unterschied liegt im Falle von *Ranunculus* × *gluckei* (= *circinatus* × *trichophyllus*) vor. Er ist in der Friedberger Ach stark verbreitet und hat hier ganz den Charakter einer selbständigen Sippe, zumal der eine Elter (*R. circinatus*) in der Friedberger Au noch nirgends nachgewiesen werden konnte. Im Moosach-System

1) In F und M wurde *N. microphyllum* nachgewiesen, in M auch einmal *N. × sterile* (det. H. HAEUPLER).

2) In M *Sp. neglectum* und *microcarpum* nachgewiesen.

trafen wir *R. × gluckii* dagegen nur an einer Stelle an (VOLLRATH & KOHLER 1972.¹) Auffallend ist auch das seltene Vorkommen von *Ranunculus fluitans* und das Fehlen von *Ranunculus fluitans × trichophyllus* in der Friedberger Ach, die beide im eutrophierten Wasser der Moosach stark vertreten sind.

Allgemein ist festzustellen, daß das Moosachs-system an Hydrophyten reicher ist als die Gewässer der Friedberger Au. In den Friedberger Gewässern wurden 14, im Moosachs-system 21 Gefäßhydrophyten (incl. Bastarde) nachgewiesen. Bei den Charophyten beträgt das Verhältnis allerdings 3:1. Die Ursache für die relative Artenarmut könnte in dem Fehlen von Bereichen mittleren Trophiegrades — die im Moosachs-system vorherrschen — in den Friedberger Gewässern liegen.

b) Floristisch-ökologische Flußzonen

In der Graphik (Abb. 5) wird der Versuch unternommen, die synthetischen Einheiten beider Fließgewässersysteme zu fassen und einander gegenüberzustellen. Wir sehen, daß die Zone A von *Potamogeton coloratus* und die Zone B von *Mentha aquatica* und *Sium erectum* weitgehend identisch sind. Diese beiden Typen finden sich auch mit auffallender Florengleichheit im Elsässischen Ried (CARBIENER 1969, CARBIENER & SCHAAL 1970). Es handelt sich auch hier um oligotrophe, Ca-hydrogencarbonatreiche, kaltsteno-therme Niedermoor-gewässer. Nach unseren Untersuchungen in der Moosach liegt in der Zone B nur eine sehr geringe Erhöhung im Nährstoffgehalt (NH_4^+ und PO_4^{3-}) gegenüber der Zone A vor. Die Beobachtung, daß die *Potamogeton coloratus*-Zone flußabwärts von der Zone B abgelöst wird, legt die Vermutung nahe, daß bei Zone B Anreicherungs-vorgänge (z. B. im Sediment) mit zu dieser Artenverschiebung führen. Außerdem könnten thermische Faktoren — Abschwächung der kalt-stenothermen Verhältnisse flußabwärts — für den Artenwechsel mit verantwortlich sein. Zone A und B sind floristisch klar gekennzeichnet: Zone A durch die *Potamogeton coloratus*-Gruppe, Zone B durch das Fehlen dieser Gruppe und durch das Nicht-vorhandensein von eutrapihenten Elementen (Abb. 5, vgl. KOHLER 1972).

Nach unseren Kenntnissen zeichnen sich diese katharoben Ca-reichen Gewässertypen durch gleichbleibende, äußerst niedrige Ammonium- und Phosphatkonzentrationen (nicht des Nitrats!) aus.

Den Typus der Zone C des Moosachs-systems finden wir in der Friedberger Ach nur andeutungsweise. Diese Zone ist gekennzeichnet durch die mehr oder weniger nährstofflie-bende Gruppe von *Callitriche obtusangula* und durch die relativ belastungsempfindliche Gruppe von *Potamogeton densus*. Das Fehlen dieses Flußtyps, der im Oberrheingebiet und auch in der Münchener Ebene weit verbreitet ist, liegt wohl in der Tatsache, daß die Friedberger Ach selbst andere thermische (winterkalte) Verhältnisse aufweist als die Moos-ach, die Quellgräben aber, welche potentiell diesem Standortstyp angehören, keine Ab-wasserbelastungen besitzen. Möglicherweise sind auch noch keine Diasporen der in starker eutrophierungsbedingter Ausbreitung begriffenen *Callitriche obtusangula* in die Friedber-ger Au gelangt. Vielleicht dürfen wir in der Friedberger Ach die Abschnitte mit *Potamo-*

1) Eine Nachsuche im Spätherbst 1972 blieb erfolglos. Deshalb wurde in der vergleichenden Florenliste sein Vorkommen im Moosachs-system mit einem Fragezeichen versehen. Trotz der freundlichen Unterstützung durch den *Batrachium*-Spezialisten Prof. Dr. C. D. K. COOK konnte auch noch immer nicht sichergestellt werden, ob die Bastarde *R. circinatus × fluitans* und *R. circinatus × fluitans × trichophyllus* im Moosachs-system vorkommen. Jedenfalls tragen die gesammelten Pflanzen Merkmale dieser Arten in sich vereint und werden von uns deshalb vorläufig so bezeichnet. Das Vorkommen von *Ranunculus penicillatus* nm. *calcareus*, der von COOK (1966) als „*Ranunculus penicillatus* var. *calcareus*“ bezeichnet wird, in der Moosach unmittelbar oberhalb der Pullinger Brücke, ist jedoch gesichert (det. COOK). Es handelt sich um einen amphidiploiden, voll fertilen Abkömmling des im Moosachs-system häufigen, stets sterilen *R. fluitans × trichophyllus*. Neuerdings (1973) fanden wir auch teilfertile Pflanzen, die in ihren morphologischen Merkmalen zwischen *R. fluitans* und *trichophyllus* stehen. Das Problem des Subgenus *Batrachium* im Moosachs-system und benachbarten Gewässersystemen bedürfte noch eines eigenen Studiums.

Abb. 6 VERGLEICH DER FLORISTISCH-ÖKOLOGISCHEN FLUSSZONEN IN DER FRIEDBERGER AU UND IM MOOSACHSYSTEM

FLIESSWASSERZONEN	A	B	C	D	E	V
KENNZEICHNENDE ARTENGRUPPEN DER FLIESSGEWÄSSER FRIEDBERGER AU	POTAMOGETON COLORATUS POTAMOGETON BERCHTOLDII SPARGANIUM MINIMUM CHARA VUL- GARIS CHARA HISPIDA JUNCUS SUB- NODULOSUS F. SUBMERSUS	MENTHA AQUATICA JUNCUS ARTICULATUS F. SUB- MERSUS SCIRPUS LACUSTRIS F. FLUITANS POTAMOGETON NATANS VAR. PROLIXUS POTAMO- GETON DENSUS	RANUNCULUS GLUCKII ZANNICHELLIA PALUSTRIS SSP. REPENS SIUM ERECTUM F. SUBMERSUM POTAMOGETON PECTINATUS POTAMO- GETON CRISPUS POTAMOGETON PANORMITANUS MYRIOPHYLLUM SPICATUM RANUNCULUS TRICHOPHYLLUS ELODEA CANADENSIS (RANUNCULUS FLUITANS) SPARGANIUM EMERSUM F. SUBMERSUM ET ERECTUM COLL. F. SUBMERSUM			
	POTAMOGETON COLORATUS JUNCUS SUBNODULOSUS F. SUBMERSUS CHARA HISPIDA		POTAMOGETON DENSUS HIPPIRIS VULGARIS F. FLU- VIATILIS POTAMOGETON NATANS VAR. PROLIXUS SCIRPUS LACUSTRIS F. FLUITANS			
KENNZEICHNENDE ARTENGRUPPEN DES FLIESSWASSERSYSTEMS MOOSACH	SIUM ERECTUM F. SUBMERSUM CULCUS TRICHOPHYLLUS DENSUS		FONTINALIS ANTIPIRETTICA RANUN- POTAMOGETON PECTINATUS ELODEA CANA-			
	SPARGANIUM EMERSUM F. SUBM. ET ERECTUM COLL. F. SUBM.	CALLITRICHÉ OBTUSANGULA RANUNCULUS FLU- TANS RANUNCULUS FLUITANS X TRICHOPHYLLUS RANUNCULUS CIRCINATUS POTAMOGETON CRIS- PUS ZANNICHELLIA PALUSTRIS SSP. REPENS MYRIOPHYLLUM VERTICILLATUM				

ZONEN E+V IM MOOSACHSYSTEM
NICHT VORHANDEN

geton densus als einen Typus ansprechen, der vom Belastungsgrad her der Zone C des Moosachs-systems etwa entspricht.

Auch den floristischen Typus D der Moosach finden wir aus den angeführten Gründen nicht in der Friedberger Au. Der reichere Flügel des *Elodea*-Typus der Friedberger Ach (Zone D) dürfte aber im Belastungsgrad der *Callitriche*-Zone der Moosach entsprechen, während der ärmere (Zone E), welcher der Verödungszone folgt, im Moosachs-system wohl keine Entsprechungen aufzuweisen hat. Auch die Verödungszone der Friedberger Ach (Zone V) ist im Moosach-System nicht vorhanden, da hier nirgends eine so starke organische Belastung vorkommt.

c) Ökologische Reihen

Ähnlich wie im Moosach-System (KÖHLER & al. 1973), so lassen sich auch in der Friedberger Au anhand von ökologischen Reihen klare Beziehungen zwischen Makrophytenverbreitung und chemischen „Verschmutzungsindikatoren“ finden (Abb. 7). Auch hier erwiesen sich Ammonium und Phosphat als brauchbarste Indikatoren für die Gewässerbelastung. Es sei hier aber nochmals erwähnt, daß die zweimaligen Messungen keine Quantifizierung der chemischen Belastungsfaktoren erlauben, daß sie aber, zumal sie zu einem Zeitpunkt maximaler Belastung erfolgten, immerhin einen deutlichen Trend aufzeigen und vor allem auch mit den ökologischen Reihen im Moosachs-system ziemlich gut übereinstimmen.

Auch in den ökologischen Reihen zeigt sich, daß die *Potamogeton coloratus*-Gruppe, zu der wir auch *Chara hispida*, *Chara vulgaris* und *Juncus subnodulosus* zählen, bezüglich des NH_4^+ - und PO_4^{3-} -Faktors die engste Amplitude hat und wie *Mentha aquatica* auf die ammonium- und orthophosphatärmsten, reinsten Bereiche beschränkt ist. Ebenso gut stimmt die weite ökologische Valenz der *Sium erectum*-Gruppe mit *Ranunculus trichophyllus* etc. in den beiden Gebieten überein.

Der Vergleich bringt uns auch Klarheit über Arten, die bisher hinsichtlich ihrer Belastungsökologie noch nicht eindeutig interpretiert werden konnten. Hier sind vor allem *Sparganium emersum* und *S. erectum* zu nennen, deren Flutformen zu den Submersen mit größter Belastungsamplitude gehört.

In einigen Fällen (*Potamogeton crispus*, *Ranunculus fluitans*) liegen zwar keine genauen Übereinstimmungen vor, es läßt sich aber eine gemeinsame Tendenz (Schwerpunkt in belasteten Abschnitten) erkennen. Bei anderen Arten wiederum sind die Unterschiede zweifellos zufällig, so bei *Potamogeton pectinatus*, von dem wir wissen, daß er eine sehr weite Belastungsamplitude hat und von katharoben Bereichen bis an Verödungs-zonen reichen kann.

Bei der *Potamogeton pusillus*-Gruppe (die in der Moosach fehlt) scheint sich in der Friedberger Au die Beobachtung von WEBER-OLDECOP (1969) zu bestätigen, daß *Potamogeton berchtoldii* eine Art des reinen Wassers ist, während *Potamogeton panormitanus* auch in stärker belastete Bereiche reicht. Allerdings fanden wir *Potamogeton berchtoldii* in anderen Gebieten auch schon in stark verschmutzten Flüssen.

An der Friedberger Ach weist *Potamogeton densus* eine etwas weitere Amplitude bezüglich des PO_4^{3-} - und NH_4^+ auf als in der Moosach. Die Verbreitungsbilder zeigen aber einen deutlichen Schwerpunkt in den wenig bis nicht belasteten Abschnitten.

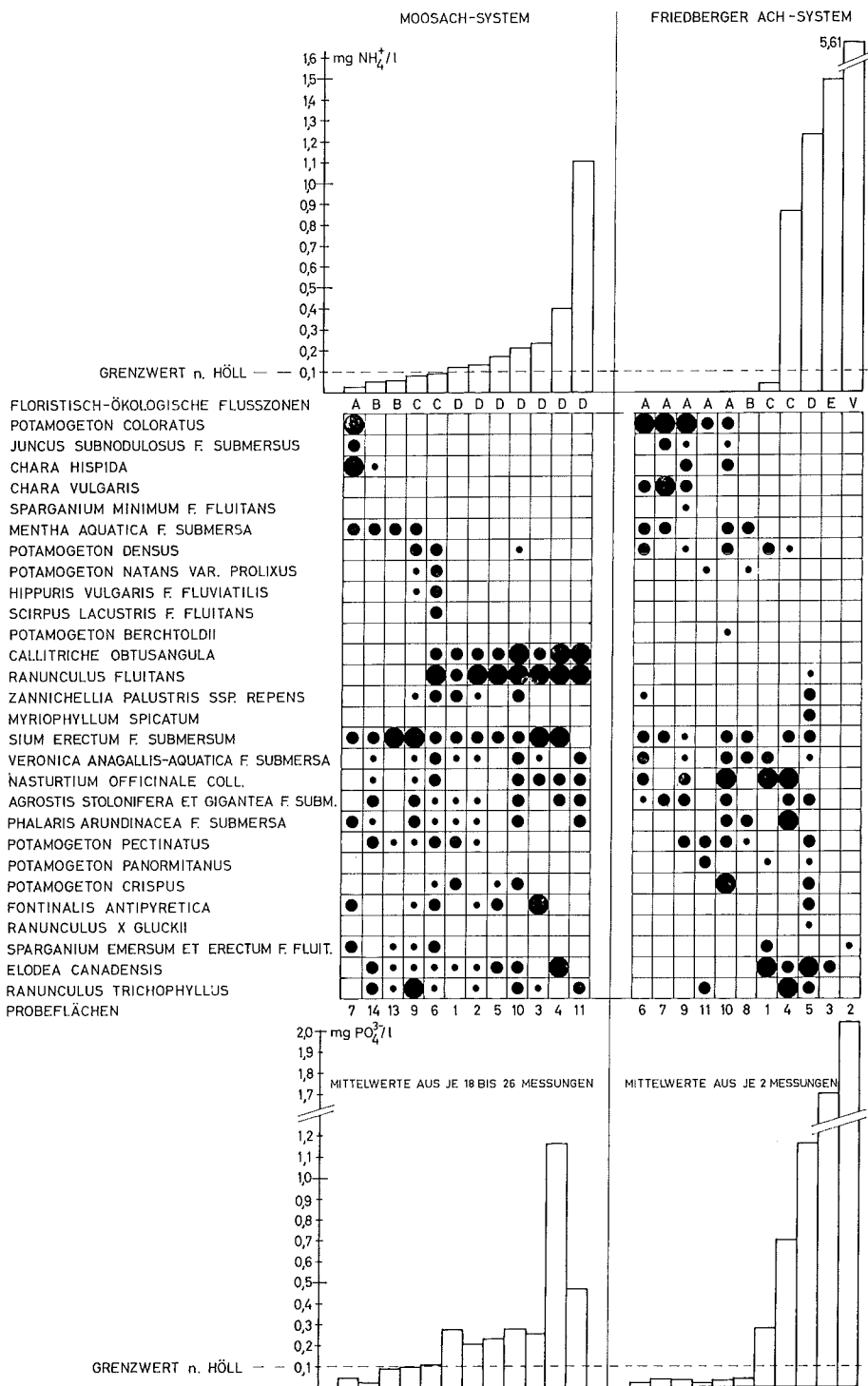
7. Zusammenfassung

Im allgemeinen Teil (Kap. 3 und 4) der Arbeit wird eine ausführliche landschaftsökologische und hydrologische Schilderung des Untersuchungsgebietes gegeben. Die Gewässer gehören einem harten, Ca-reichen Typ an. Es kommen von katharoben Quellwasserbächen bis zu völlig von Abwässern überbelasteten Flußabschnitten alle Übergänge vor.

Der spezielle Teil (Kap. 5 und 6) behandelt die Verbreitung und Ökologie der submersen Makrophyten. Ihre Kartierung ergab sehr unterschiedliche Verbreitungsbilder und

Abb. 7

ÖKOLOGISCHE REIHEN NACH STEIGENDEN MITTELWERTEN DER AMMONIUM-KONZENTRATION DES WASSERS



z. T. klare Beziehungen zum Belastungsgrad der Gewässer. Es ließen sich vier Artengruppen mit unterschiedlicher Verunreinigungsamplitude erkennen:

1. Arten mit enger Bindung an die reinsten Gewässerbereiche, wie *Potamogeton coloratus*, *Chara hispida*, *Ch. vulgaris*, *Juncus subnodulosus* u. a.
2. Arten mit Schwerpunkt im reinsten Bereich, aber in eutrophierte Abschnitte einstrahlend, so *Potamogeton densus* und *Mentha aquatica*.
3. Arten mit weiter Amplitude von katharoben bis mehr oder weniger stark belasteten Abschnitten: *Sium erectum*, *Ranunculus trichophyllus*, *R. × gluckii*, *Potamogeton pectinatus*, *Sparganium emersum* und *erectum* coll., *Fontinalis antipyretica*, *Zannichellia palustris*, *Potamogeton crispus*, *P. panormitanus* etc.
4. Arten, die im mäßig bis stark belasteten Bereich verbreitet sind, in katharoben Abschnitten aber fehlen: *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum* und *Ranunculus fluitans*.

Anhand der Verbreitungsbilder der Arten wurden synthetische floristisch-ökologische Flußzonen unterschieden, die einer Belastungsreihe von der katharoben bis zur Verödungszone entsprechen.

Zur wechselseitigen Überprüfung wurden die Ergebnisse aus dem ökologisch sehr ähnlichen Moosachssystem mit denen aus der Friedberger Au verglichen. Floristisch finden sich starke Übereinstimmungen in beiden Gebieten, vor allem im unbelasteten Bereich, jedoch auch einige Abweichungen. So ist das völlige Fehlen von *Callitriche obtusangula* in der Friedberger Au auffallend, einer euträphenten Art, die im Moosachssystem zu den dominantesten Elementen zählt.

Die Fließgewässer der Friedberger Au beherbergen insgesamt nur 14 Gefäßhydrophyten (incl. Bastarde), das Moosachssystem dagegen 21. Als einer der Gründe für die relative Armut wird das Fehlen von Fließgewässerstrecken mäßiger Belastung in der Friedberger Au erwogen.

Die floristisch-ökologischen Flußzonen (Abb. 5) entsprechen sich in den katharoben Quellbereichen sehr genau (Zone A von *Potamogeton coloratus*, Zone B von *Mentha aquatica*), während die belasteten Abschnitte in den beiden Vergleichsgebieten floristisch oft etwas abweichend charakterisiert sind. Die Differenzen werden hauptsächlich auf unterschiedliche thermische Verhältnisse zurückgeführt, teils auch auf das Fehlen genauer Entsprechungen im Belastungsgrad.

Der Vergleich der ökologischen Reihen (Ammonium und Phosphat; Abb. 7) brachte für eine Anzahl von Submersen bemerkenswerte Übereinstimmungen. Das gilt sowohl für die oligoträphenten Elemente wie *Potamogeton coloratus*, *Chara hispida* und *Mentha aquatica* als auch für Arten mit weiter Belastungsamplitude wie *Sium erectum* und *Ranunculus trichophyllus*.

Mit den Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß Makrophyten Ca-reicher, harter Fließgewässer weitgehend gleich auf organische Belastungen reagieren, daß also ihr Indikatorwert auf Gewässer ähnlichen Typs übertragbar ist.

8. Literatur

- ANDRES, G. & D. PFEIFFER (1955): Hydrologische Übersichtskarte 1 : 500 000 mit Erläuterung. Remagen. — BEER, W.-D. (1971): Über Möglichkeiten der Ermittlung des ursprünglichen Trophiezustandes in Fließgewässern. *Limnologica* (Berlin) 8, 253—263. — BEITLOCK, J. (1973): Die Böden im Lechschottergebiet der Gemeinde Stätzling: Eine bodentypologische Betrachtung zur Beurteilung von acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen. Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau. — CARBIENER, R. (1969): Aperçu sur quelques effets de la pollution des eaux douces de la zone tempérée sur les biocénoses aquatiques. *Bull. Sect. Geogr. Minist. Educ. Nation.* 80, 45—132. — CARBIENER, R. & J. SCHAAL (1970): Excursion dans le Ried Centre-Alsace, Zone nord (7 mai 1970). *Bull. Soc. Hist. Nat. Colmar* 53, 12—24. — CAFLISCH, F. (1850): Übersicht der Flora von Augsburg. Von Jenisch u. Stag'sche Buchhandlung, Augsburg. — COOK, C. D. K. (1966): A monographic study of *Ranunculus* Subgenus *Batrachium* (DC.) A. Gray. *Mitt. Bot. Staatssamml. München* 6, 47—237. — Einheitsverfahren, Deutsche, zur Wasseruntersuchung (1960—71). Verlag Chemie Weinheim/Bergstraße. — FRITSCH, W. (1971): Über

den gegenwärtigen Gütezustand der Gewässer im Deutschen Alpen- und Voralpengebiet. Die Wasserwirtschaft 61 (1). — Gewässerschutz in Bayern (1972): Bayerisches Landesamt für Wasserversorgung und Gewässerschutz. Herausg.: Bayer. Staatsministerium des Inneren und Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. — GLÄNZER, U. (1974): Experimentelle Untersuchungen über das Verhalten submerser Makrophyten bei NH_4^+ -Belastung. Verhandl. der Gesellschaft für Ökologie Saarbrücken 1973. — GRAUL, H. (1962): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 180. Herausg.: Institut für Landeskunde, Bad Godesberg, Selbstverlag. — HABER, W. & A. KOHLER (1972): Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen. Landschaft + Stadt 4, 159—168. — HREMMEYER, F. (1971): Bemerkenswerte Funde in der Augsburger Umgebung. Ber. Naturwiss. Ver. Schwaben 75, 59—62. — HÖLL, K. (1970): Wasser; Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Biologie. Verl. de Gruyter & Co., Berlin, 5. Auflage. — HOFFMANN, G. & TEICHER, K. (1961): Ein kolorimetrisches Verfahren zur Bestimmung der Ureaseaktivität in Böden. Z. Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde 95, 55—63. — HYNES, H. B. N. (1971): The biology of polluted waters. Liverpool University Press. — KAPFER, F. (1967): Forstwirtschaft, Jagdwesen, Fischerei, Natur- und Landschaftsschutz. In: „Der Landkreis Friedberg“, 177—196. Pallotti-Verlag Friedberg. — KOHLER, A., H. VOLLRATH & E. BEISL (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. 69, 333—365. — KOHLER, A. (1972): Zur Ökologie submerser Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 84, 713—720. — KOHLER, A., G. ZELTNER & M. BUSSE (1972): Wasserpflanzen und Bakterien als Verschmutzungsanzeiger von Fließgewässern. Umschau 72, 158—159. — KOHLER, A., G. ZELTNER & R. WONNEBERGER (1973): Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher „Verschmutzungsindikatoren“ im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. 72, 533—549. — KRAUSE, A. (1972): Über den Rückgang des Wasserpflanzenbestandes der Fulda als Ausdruck zunehmender Gewässerverunreinigung. Bundesanstalt für Vegetationsk., Natursch. u. Landschaftspflege. Bad Godesberg. Jahresbericht 1972, S. F 11 + F 12. — KRAUSE, W. (1969): Die Characeenvegetation der Oberrheinebene Arch. Hydrobiol. Suppl. 35 (2), 202—253. — KRAUSE, W. (1971): Die makrophytische Wasservegetation der südlichen Oberrheinebene. Die Äschenregion. Arch. Hydrobiol. 37, 387—465. — LIEBMANN, H. (1960/62): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie Bd. I + II. Verlag Oldenbourg, München. — MANNESMANN (1966): Bericht über die geohydrologischen Untersuchungen im Gelände des geplanten Wasserwerkes der Stadt Friedberg. Gutachten für die Stadt Friedberg. — MEYER, C. (1925): Beschreibung zur Geologischen Karte von Augsburg (mit geolog. Karte 1:25 000). Verlag Naturwiss. Verein für Schwaben und Neuburg. — OBERDORFER, E. (1970): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Süddeutschland. Verlag Ulmer, Stuttgart. — PAWLOWSKI, F. & E. SCHILD (1961): Die brautechnischen Untersuchungsmethoden, 8. Aufl., Verl. Carl, Nürnberg. — RUTTNER, F. (1926): Die Biocoenosen der Lunzer Gewässer. Intern. Rev. Hydrobiol. 16, 281—391. — SCHAEFER, I. (1957): Erläuterung zur Geologischen Karte Augsburg u. Umgebung 1:50 000. Bay. Geol. Landesamt, München. — SCHAEFER, I. (1967): Geologie und Geomorphologie, Klimatologie und Bodenkunde. In: Der Landkreis Friedberg, 25—43. Pallotti-Verlag, Friedberg. — SCHARRER, K. & JUNG, J. (1957): Potentiometrische Cl-Bestimmung in pflanzlichem und tierischem Material. Z. Tierernähr. Futtermittelk. 12, 13—19. — SCHMITZ, W. (1954): Grundlagen der Untersuchung der Temperaturverhältnisse in Fließgewässern. Ber. Limnol. Flußstat. Freudenthal 6, Göttingen. — SCHWOERBEL, J. (1968): Untersuchung über die Rolle der submersen Wasserpflanzen bei der Eliminierung von Phosphaten. In: Tropfkörper u. Belebungsbecken, 361—374, Herausg. v. H. LIEBMANN, Verl. Oldenbourg, München. — SCHWOERBEL, J. (1971): Einführung in die Limnologie. Verlag Gustav Fischer, Stuttgart. — THIENEMANN, A. (1911/12): Die Tierwelt der Bäche des Sauerlandes. Jahrb. Westfäl. Prov. Ver. Wiss. Kunst 40, 43—83. — VOLLRATH, H. (1965): Das Vegetationsgefüge der Itzau als Ausdruck hydrologischen und sedimentologischen Geschehens. Landschaftspflege u. Vegetationskunde 4, München. — VOLLRATH, H. & A. KOHLER (1972): *Batrachium*-Fundorte aus bayerischen Naturräumen. Ber. Bayer. Bot. Ges. 43, 63—75. — WEBER-OLDECOP, D. W. (1970): Wasserpflanzengesellschaften im östlichen Niedersachsen (I). Int. Revue Ges. Hydrobiol. 55, 913—967. — WEINHARDT, M. (1898): Flora von Augsburg. Selbstverlag des Naturwiss. Ver. Augsburg. — WETZEL, A. (1969): Technische Hydrobiologie. Trink-, Brauch-, Abwasser. Geest & Portig KG, Leipzig.

Prof. Dr. Alexander KOHLER, Abteilung Landeskultur
 Universität Hohenheim, D-7000 Stuttgart 70
 Dipl.-Ing. Rainer BRINKMEIER,
 D-8050 Freising-Hohenbachern, Altes Schulhaus
 Dr. Heinrich VOLLRATH, Institut für Grünlandlehre,
 Technische Universität München, D-8050 Freising-Weihenstephan

