

DIE ZONIERUNG SUBMERSER WASSERPFLANZEN UND IHRE BEZIEHUNG
ZUR GEWÄSSERBELASTUNG AM BEISPIEL DER FISCHA
(NIEDERÖSTERREICH)

Georg A. JANAUER

In der Fischa, einem carbonatreichem Fließgewässer der Planarstufe Niederösterreichs, war es möglich Artengruppen auszugliedern, die für Bereiche bestimmter mittlerer Konzentrationen an Phosphat und Ammonium typisch sind. Eine Zuordnung zu biologischen Güteklassen war wenig erfolgreich, da sie dort an Schärfe verlor, wo Arten den Bereich mehrerer Güteklassen überschreiten. Gute Zeiger-Arten mit enger ökologischer Amplitude konnten nur in Flußabschnitten mit geringer Ammonium-Belastung einerseits und in solchen mit hoher Phosphat- und Ammonium-Fracht andererseits ausgewiesen werden. Im ersten Fall wurden Characeen angetroffen, deren Zeigerwert für reine Gewässerabschnitte gut belegt ist; im zweiten Fall traten *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* auf, die wohl beide als Eutrophierungszeiger gewertet werden können. Diese Aussage gilt jedoch sicher nur unter der Einschränkung, daß die Artmächtigkeit im jeweiligen Flußabschnitt gebührend berücksichtigt wird; ein vereinzelt Auftreten beider Arten kann sicher noch nicht als Hinweis auf erhöhte Eutrophierung gewertet werden.

Diese Artengruppen wurden sodann Flußzonen zugrunde gelegt; in der Fischa konnten fünf Zonen ausgegliedert und durch folgende Arten bzw. Artengruppen gekennzeichnet werden: Zone I: Characeen, Zone II: *Groenlandia densa*, Zone III: *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus*, Zone IV: *Berula erecta* und/oder *Ranunculus trichophyllus* in stark reduzierter Menge, Zone V: Makrophyten-Verödung

Die Flußzonen, die vorerst nur für die Fischa als gesichert angesehen werden, können mit großer Wahrscheinlichkeit auch auf andere Fließgewässer des Wiener Beckens übertragen werden.

Die Flußzonen und ihre Verteilung in der Fischa stellen ein Bio-Indikationssystem mit Monitor-Charakter dar und geben für weitere Untersuchungen eine quantifizierbare Basis ab.

JANAUER G.A., 1981: Eutrophication and the related zonation of submersed macrophytes in the Fischa river (Lower Austria). In the Fischa river (Lower Austria) the submersed vegetation and several hydrochemical factors were determined. With increasing concentrations of phosphate and ammonium, respectively, the vegetation changed in a cha-

racteristic way. These changes in the number of species and in the dominance of certain indicator species were in general accordance with biological classes of water quality. Yet, the information given by the submersed macrophytes was more detailed, as far as the synergistic impact of eutrophication, industrial pollution, shading etc was concerned. Certain groups of species were distinguished and according to them five types of river-zones were differentiated. Thus, the river-zones and their location and extension within the river will serve as a bio-indicator system for the Fischa river.

E i n l e i t u n g

Submerse Makrophyten gehören zu den wenigen, mit freiem Auge leicht erkennbaren und differenzierbaren Organismen der Fließgewässer. Trotz dieser Eigenschaften haben sie kaum Eingang in die biologische Beurteilung der Gewässer gefunden. So hat z.B. BACKHAUS (1967) den Makrophyten keinen Zeigerwert hinsichtlich der Gewässergüte zugeordnet. Zu einer so weitgehenden Geringschätzung einer für die Gewässer wichtigen Organismengruppe hat sicher geführt, daß einerseits der Zeigerwert verschiedener Makrophytenarten bei Untersuchungen im Freiland zu wenig beachtet wurde, andererseits aber nur wenige experimentelle Unterlagen zu dieser Problematik vorhanden sind. Weiters besitzen Zeigerarten ihre Aussagekraft nur dort, wo sie auch tatsächlich auftreten (CAIRNS 1974). Aus dem Fehlen mancher Arten kann oft kein zutreffender Schluß gezogen werden, da die Ausbreitungsgeschwindigkeit von Makrophyten meist gering ist; das Fehlen einer Art kann ja auch daher rühren, daß ein Standort noch nicht besiedelt wurde.

Die Versuche WIEGLEBS (1979), einzelnen Arten einen Saprobitätsindex zuzuweisen, vermochten ebenfalls kaum die große Masse der Spezies mit weiterer ökologischer Ampli-

tude zu differenzieren. Als Ausweg bietet sich die Betrachtung größerer Vegetationseinheiten an: Im terrestrischen Bereich konnten ja zahlreiche Vegetationseinheiten mit gutem Zeigerwert für bestimmte Standortfaktoren ausgliedert werden. Die Versuche WEBER-OLDECOPS (1977), Wasserpflanzenassoziationen zu beschreiben, die durch gleichartige Standortfaktoren geprägt sind, gelangen in befriedigender Weise nur hinsichtlich der Wasserhärte. Die von diesem Autor aufgestellte Gewässertypisierung mit nur sechs ausgewiesenen Assoziationen hat zwar für weite Bereiche der Nord-Hemisphäre Gültigkeit, die Einheiten sind jedoch zu weit gefaßt, um kleinräumige Beeinträchtigungen der Gewässergüte damit erfassen zu können. Wesentlich differenziertere Aussagen konnten an süddeutschen Gewässern mit floristisch - ökologischen Flußzonen von KOHLER (KOHLER et al. 1973, KOHLER et al. 1974, KOHLER und ZELTNER 1974) getroffen werden, deren Gültigkeit für einen größeren geographischen Raum jedoch noch nicht geprüft wurde.

Ausgehend von einer Untersuchung der Gewässervegetation von Niederösterreich wurde daher der Versuch unternommen, für Österreich erstmalig Beziehungen zwischen der Zonierung von Wasserpflanzen und dem Grad der Belastung herzustellen.

Diese Untersuchungen sind in einen größeren Rahmen eingebettet, der die chemische Inhaltsstoffanalyse submerser Makrophyten in Carbonat- und Nicht-Carbonatgewässern unterschiedlicher Belastungsgrade zum Inhalt hat.

Bei der Durchführung der Untersuchungen zur Ökologie submerser Makrophyten haben sich - in Anlehnung an KOHLER (1975) - folgende Arbeitsschritte als zweckmäßig erwiesen:

- Ökologische Voruntersuchungen hinsichtlich Hydrologie und Belastung des Gewässers, Standorte von Emittenten , etc.
- Kartierung der submersen Makrophyten
- Chemische Wasseruntersuchungen

- Ermittlung ökologisch bedingter Artengruppen
- Gliederung des Flusses in Vegetationszonen
- Inhaltsstoffanalyse von Pflanzenproben und begleitende experimentelle Untersuchungen zur Kennzeichnung möglicher Physiotypen

Die Zielsetzung der vorliegenden Arbeit ist eine Charakterisierung der Gewässervegetation nach Standortsfaktoren wie Phosphat- und Ammoniumgehalt als Belastungszeiger. Die angetroffene Wasserpflanzen-Zonierung kann später als Bezugssystem für die Beurteilung von künftigen Veränderungen des Belastungsgrades herangezogen werden.

M e t h o d i k

Die für die Fischa charakteristische spätsommerliche Periode konstanten Abflusses wurde durch Vergleich von aktuellen Pegelständen mit Abflußtabelle festgestellt. Da die optimale Ausbildung der submersen Vegetation auch in diesen Zeitraum fällt, konnte die Aufsammlung der Wasserproben zugleich mit der Hauptkartierung der Wasservegetation durchgeführt werden.

Um den Ergebnissen der Wasseranalyse eine höhere Aussagekraft zu verleihen, wurden über den ganzen Tag hin Längsprofile besammelt und für die ökologischen Aussagen der Mittelwert der so gewonnenen Einzeldaten herangezogen. Die erwähnte Sammelstrategie gestattete es nicht, die meist üblichen Intervalle - kleiner als 3 Stunden - zwischen Probenentnahme und Analyse einzuhalten. Die Proben wurden daher über den gesamten Tag in einer Kühltasche gesammelt und anschließend tiefgefroren. Auf eine Filtrierung mußte wegen der nur kurzen, während einer Befahrung eines Längsprofiles zur Verfügung stehenden Zeit verzichtet werden; die Ergebnisse sind mit jenen anderer Untersuchungslabors welche Proben von der Fischa nach den Deutschen Einheitsverfahren analysiert hatten, gut vergleichbar. Die Sammlung der Proben erfolgte flüßauf fortschreitend.

S ä u r e b i n d u n g s v e r m ö g e n: Das SBV wurde mit HCL unter Verwendung eines automatischen Endpunkttitrators bei einem pH von 4,1 bestimmt.

C h l o r i d:Der Chloridgehalt wurde mit einem automatischen Titrator unter Verwendung von Silbernitrat bestimmt. Das Endpunktpotential wurde mit einem Testgemisch bekannter Konzentration ermittelt.

A m m o n i u m: Ammonium wurde unter Zugabe von Seignettesalz mit Neßlers Reagenz kolorimetrisch bestimmt (Haltbarkeit 60 min).

N i t r a t: Die Nitratbestimmung erfolgte kolorimetrisch mit Bruzin-Schwefelsäure (Haltbarkeit der Färbung 300min).

P h o s p h a t:Die Konzentration an o-Phosphat wurde mit Vanadat-Molybdat-Reagenz kolorimetrisch ermittelt (Haltbarkeit 180 min).

Die quantitative Erfassung der Pflanzenbestände erfolgte nach dem von KOHLER et al. (1974) angewandten Verfahren. Flußabschnitte unterschiedlicher Länge wurden durch topographische Merkmale oder Veränderungen in der Vegetation begrenzt und für jede Art die Menge - unter Berücksichtigung der Artmächtigkeit, der Häufigkeit und der vertikalen Ausdehnung - für den betreffenden Abschnitt kombiniert nach einer fünfstufigen Skala geschätzt. Die fünf Stufen umfaßten die Klassifizierungen "Sehr selten bis vereinzelt, Selten bis zerstreut, Verbreitet, Häufig, sowie Sehr häufig bis massenhaft" (KOHLER et al. 1974). Auf die Schätzung eines nur schwer reproduzierbaren und die vertikale Bestandesmächtigkeit außer Acht lassenden, prozentualen Deckungsgrades wie etwa bei JORGA und WEISE (1977), wurde verzichtet.

Gewässercharakterisierung

Im Wr. Neustädter Steinfeld bei Haschendorf entspringt in 230m Höhe die Fischa-Dagnitz. Im Bereich der Gemeinden Gramatneusiedl und Neu-Reisenberg tritt sie mit der Piesting zur Fischa (Große Fischa, Alte Fischa) zusammen. Die Mündung in die Donau erfolgt rund 5 km flußab von Fischamend (Abb.1). Die Länge des gesamten Laufes beträgt knapp über 45 km (Wasserwirtschaftskataster, WWK, Gewässergüte NÖ, 1970/71).

Der Oberlauf der Fischa wird durch die Schotter des Steinfeldes geprägt; der den Fluß speisende Grundwasserstrom verläuft in einem Grabenbruch, der im Süden bei Wr. Neustadt beginnt und - etwa dem Lauf der Fischa folgend - bis Enzersdorf a.d.F. reicht (Abb.1). Die dort nachgewiesene seichte Überlaufschwelle wird von der Fischa in Richtung Fischamend überflossen (GERABEK 1964).

Die Wasserführung der Fischa ist bis zum Zusammentritt mit der Piesting überwiegend von der Ergiebigkeit der Grundwasserquellen geprägt, flußab von Neu-Reisenberg wird die Wasserführung jedoch auch von der Piesting beeinflusst. Im Jahresverlauf ergeben sich sehr gleichmäßige Abflußverhältnisse; die Abweichungen vom mittleren Jahresabfluß (Pegel Fischamend, 1956 - 1970) von $7,90 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ sind nur gering (z.B. 1975: $MQ = 7,45 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$). Auch die Wassertemperatur unterliegt nur geringen jahreszeitlichen Veränderungen. Die Fischa stellt ein sommerkühles - winterwarmes Gewässer dar, das selbst während mehrwöchiger Kälteperioden nicht zufriert, wie dies etwa bei allen anderen Wasserläufen des südlichen Wiener Beckens (mit Ausnahme des Kalten Ganges) im Jänner 1979 der Fall war. Während dieser Periode war die submerse Vegetation der Fischa unbeeinflusst geblieben.

Der gesamte Lauf der Fischa ist durch einen fast unversehrten, meist beidseitigen Gehölzstreifen gekennzeichnet,

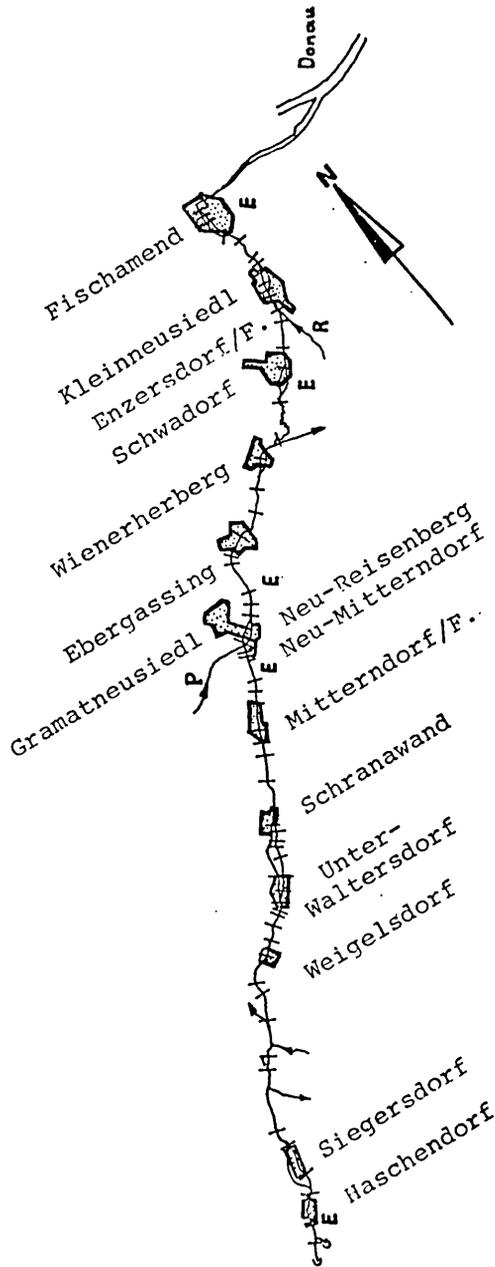


Abb.1: Flußverlauf und Siedlungen an der Fischa (Niederösterreich).
E = Entnahmestellen für Wasserproben, P = Piesting,
R = Reisenbach.

der teilweise in Auwaldreste oder noch ausgedehnte Flächen von Auwald übergeht. Durch diesen Gehölzstreifen wird das Lichtklima im Wasserkörper streckenweise stark geprägt, da die Höhe des Uferbewuchses mit Ausnahme der Strecke flußab Fischamend fast stets die Breite des Gewässers übertrifft. Die hieraus resultierende, teilweise intensive Beschattung wird an manchen Stellen allerdings in den Nachmittagsstunden wesentlich gemildert, wenn die Strahlung parallel zum Flußverlauf eintrifft.

Die Wassergüte der Fische wird für den Abschnitt von der Quelle bis Mitterndorf/F. mit I-II angegeben, sinkt sodann auf II ab und wird im Ortsgebiet von Neu-Reisenberg durch die mit Güte III einmündende Piesting so stark beeinträchtigt, daß die Güteklasse II-III erreicht wird. Diese ungünstige Situation bleibt bis Wienerherberg erhalten, auf einem kurzen Abschnitt bis zum Ortsbereich von Schwadorf ist jedoch eine Verbesserung auf II nachzuweisen (WWK, Gewässergüte NÖ, 1970/71). Ab Schwadorf bis in den oberen Bereich des Mündungslaufes flußab von Fischamend fällt die Güte wieder auf II-III ab; dies ist nur zu einem geringen Teil auf den flußab Schwadorf einmündenden Reisenbach (Güte II-III) zurückzuführen, einen rechtsufrigen Zufluß mit geringer Wasserführung.

Im schiffbaren Mündungsgereich im Augebiet zwischen Fischamend und Maria-Ellend fehlen weitere Emittenten und es tritt eine teilweise Regeneration ein. Die Güte steigt hier wieder auf II an (BA Wassergüte, pers. Mitt., 1980).

Die Fische ist also ein im Oberlauf nur wenig belasteter, im Mittel- und Unterlauf zum Teil stark beeinträchtigter Fluß, in dem jedoch an hoch belastete Abschnitte auch kurze Regenerationsstrecken anschließen.

E r g e b n i s s e

Die Daten der chemischen Wasseranalyse wurden für jeden Entnahmeort gemittelt und die Mittelwerte zusammen mit der Standardabweichung in Abbildung 2 dargestellt. In Abbildung 1 sind die Entnahmeorte(" E") gekennzeichnet; die Abschnittsgrenzen sind durch Querstriche symbolisiert.

Die Ergebnisse der Mengen-Schätzung der Vegetation sind in Tabelle 1 wiedergegeben. Die wenigen, jeweils nur in äußerst geringen Mengen vom Ufer her submers vordringenden amphibischen Arten sind wegen ihrer geringen Zeigerkraft hinsichtlich des Gewässerchemismus nicht in die Tabelle aufgenommen worden. Davon betroffen waren an der Fische *Alisma plantago-aquatica*, *Veronica beccabunga*, *Myosotis scorpioides*, *Mentha aquatica* und *Rorippa* sp.

In Tabelle 2 sind die einzelnen Abschnittsgrenzen fortlaufend von der Quelle bis zur Einmündung in den Bereich der Donau-Auen bei Fischamend (= Kartierungsgrenze) angeführt.

Für folgende Arten wurden Verbreitungskarten gezeichnet: Characeen und *Groenlandia densa*, *Berula erecta* und *Ranunculus trichophyllus* sowie für *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* (Abb.3).

D i s k u s s i o n

Die Ergebnisse der chemischen Wasseralyse (Abb.2) lassen erkennen, daß die Tagesmittel des Säurebindungsvermögens und der Konzentrationen von Chlorid, Ammonium und Phosphat im wesentlichen vom Oberlauf zum Unterlauf hin ansteigen. Eine deutliche Erhöhung der genannten Parameter bringt der Zufluß der Piesting zwischen den Entnahmestellen Neu-Mitterndorf und Neu-Reisenberg. Das Tagesmittel des Nitratgehaltes hingegen wird durch den Einfluß der Piesting

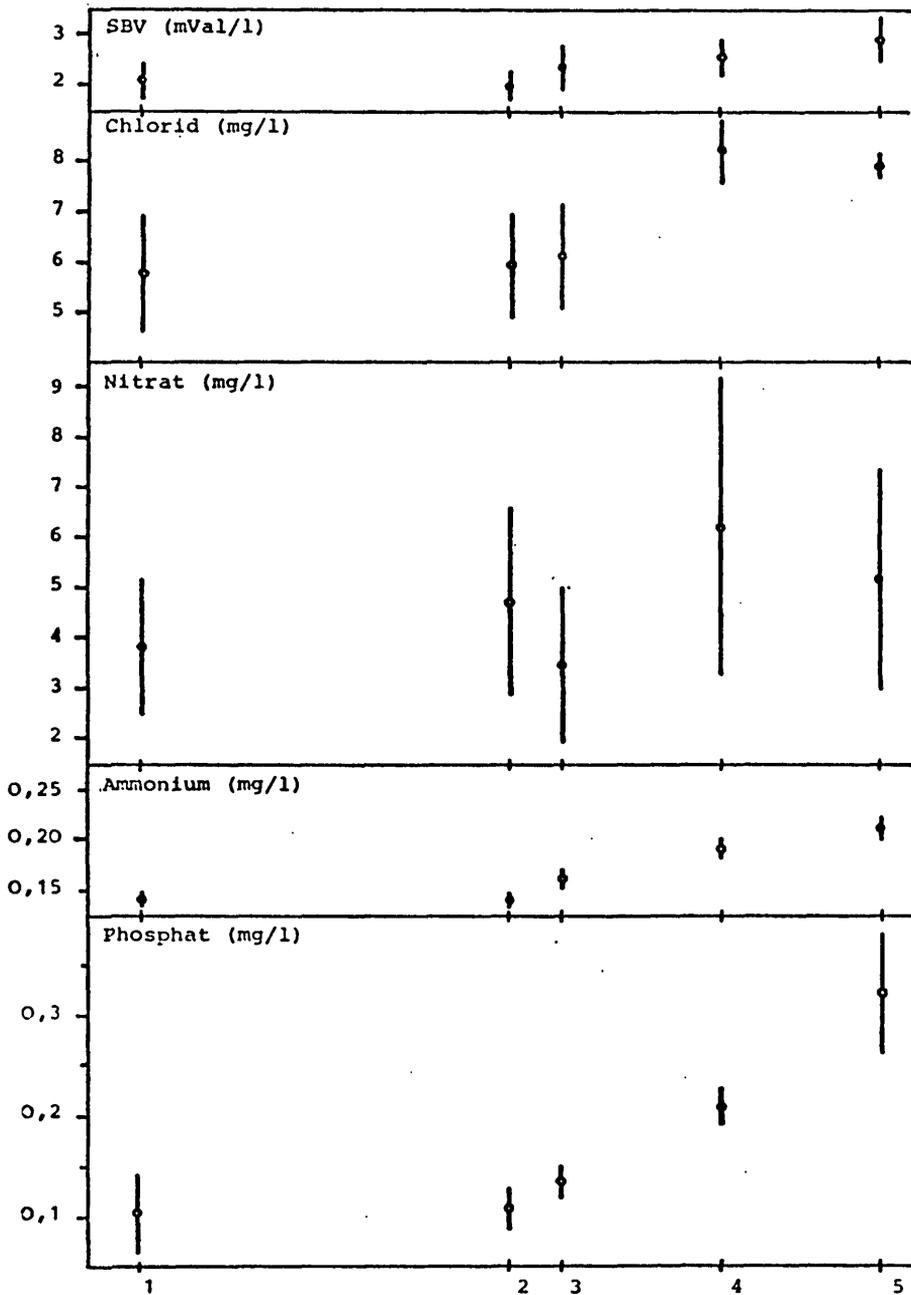


Abb.2: Tagesmittel hydrochemischer Parameter im Längsprofil. 12.10.1979, \bar{x} + Standard Abweichung, n = 7. 1 = Haschendorfer Furt, 2 = Pegel Neu-Mitterndorf, 3 = Pegel Neu-Reisenberg - Gramatneusiedl, 4 = Schwadorf, Neues Bett, Brücke Bruckerstraße, 5 = Fischamend, Brücke Donaustraße. Entnahme stets aus der Flußmitte.

Tab.2: Abschnittsgrenzen zu Tabelle 1.

Quelle	Steg flußauf Schranawand
01	25
Pegel, re.Ufer, Haschendorf	Schranawand, 50 m flußauf Bke.
02	26
Gehöft, re.Ufer	Schranawand, Sohlstufe bei Pegel
03	27
Haschendorfer Furt	Kote 188, Flußknie bei Feldweg
04	28
Haschendorf, Milchsammelstelle	Mitterndorf, Kanalbeginn
05	29
Brücke zwischen Haschendorf und Siegersdorf	Mitterndorf, Bke.Sportplatzstraße
06	30
Siegersdorf, Bke.Toma Werk 1	Mitterndorf, Sohlstufe bei Fabrik
07	31
Siegersdorf, NE	Mitterndorf, Geflügelhof
08	32
Heißmühle	Gärtnerei, li.Ufer
09	33
Brücke Alte Fische, Straße	Rohrbrücke
Tattendorf-Pottendorf	34
10	Neu-Mitterndorf, 35 m flußauf Pegel
Brücke Feldweg NW Oberes Rohr- feld	35
11	Neu-Mitterndorf, Pegel
Fabrik flußauf Ortsgebiet	36
Weigelsdorf	Piestingeeinmündung
12	37
Weigelsdorf, Fabrikssiedlung	Neu-Reisenberg, Pegel
13	38
Brücke Feldweg bei Zusammenfluß Fabrikskanal und Fische	Auwaldgrenze 350 m flußab Pegel Neu-Reisenberg
14	39
Weigelsdorf, Pneumat.Mühle,B 16	Kote 177, Eisenbahnbrücke
15	40
Weigelsdorf, Eisenbahnbrücke	Eisenbahnbrücke nächst Kreuz
16	41
Einmündung li.Seitenarm	Ebergassing, Eisenbahnke.bei Fabrik
17	42
100m vor re.Teichzufuß	Brücke Neu-Pischelsdorf-Eber- gassing
18	43
Linkskrümmung bei Teichzufluß	43
19	Brücke Feldweg, S Knappenbühel
Wehr, Altlauf und Fabrikszufluß	44
20	Rohrbrücke bei Brunnenschutz- gebiet
Unterwaltersdorf, Fabrik bei Fische-Dagnitz-Brücke	45
21	Wienerherberg, Bke.Seegasse
Brücke bei Entenfarm	46
22	300 m flußab Kote 169
Einmündung re.Seitenarm	47
23	Wehr bei Trafo flußauf Schwadorf
Einmündung li.Seitenarm	48
24	Schwadorf, Bke.Bruckerstraße
	49

Schwadorf, Kote 162, Eisenbahn-
kehre
50
Wehr flußauf Walzmühle Polsterer
51
Brücke Walzmühle Polsterer
52
Kleinneusiedl, Steg Enzersdorfer-
weg
53
Kleinneusiedl, Fabrik
54
Kleinneusiedl, Bke. Schulgasse
55
Kleinneusiedl, Kläranlage
56
Einmündung Altlauf von rechts
57
Steg mit Pegel bei Bildstock
58
Kote 156
59
Flußknie bei Straße Kleinneu-
siedl Fischamend
60
Kote 155
61
Fischamend, Fehrgasse, 4 Brücken
62
Fischamend, Torturm
63
Fischamend N, Brücke Donaustraße,
Beurteilungsgrenze

Die angeführten Ortsangaben sind der Österreichkarte
1:50 000 entnommen.

auf einer kurzen Strecke erniedrigt. Die hohen Nitratwerte der Fische stammen mit großer Wahrscheinlichkeit aus dem Grundwasser, das durch die intensive Landwirtschaft eine beträchtliche Nährstofffracht führt, wie die Analysenwerte nahe der Quelle in Haschendorf zeigen. Da die im Bereich Neu-Mitterndorf - Gramatneusiedl einmündende Piesting relativ mehr Oberflächenabfluß führt, könnte die aufgezeigte Absenkung des Nitratgehaltes auf einen Verdünnungseffekt durch den wasserreichen Zubringer zurückgeführt werden. Im Gegensatz zum Absinken des Nitratspiegels läßt der Einfluß der hoch belasteten Piesting (Güte III) besonders die Konzentrationen von Ammonium und Phosphat ansteigen.

Beachtung verdienen auch die Standardabweichungen der Tagesmittel: Obwohl die mittleren Phosphatgehalte einen nicht unerheblichen Konzentrationsbereich überstreichen, sind die Standardabweichungen relativ klein. Die Schwankungen im Tagesgang waren also an den meisten Entnahmeorten nicht groß. Anders ist dies bei Nitrat und bei Chlorid: Hier erreichten die Standardabweichungen teilweise Werte von über 50% des Mittelwertes. Daraus läßt sich ersehen, daß die Wasserparameter keineswegs immer kongruent sind und in gleichem Ausmaß schwankten.

Wohl der wichtigste Belastungsfaktor für die Vegetation ist das Phosphat: Sieht man von der Lichtintensität ab, so wird in limnischen Systemen das pflanzliche Wachstum wohl durch dieses Ion limitiert. Flußab von Neu-Mitterndorf, nach dem Zufluß der Piesting, ist eine stete Erhöhung des Phosphatgehaltes im Flußverlauf zu erkennen.

Mit dieser Erscheinung gehen einher das Ansteigen des Ammoniumgehaltes, oft nur intermittierend auftretende Trübungen, Verfärbungen des Wassers und eine Reihe von Staustrrecken im Bereich von Fabriksanlagen.

Ab der Einmündung der Piesting liegen die Unterschiede in den errechneten Tagesmitteln an den Entnahmeorten Neu-

Reisenberg, Schwadorf und Fischamend für Phosphat auf einem hohen Signifikanzniveau.

Eine stete Erhöhung der mittleren Belastung im Flußverlauf ist somit in der Fischa für die Abflußverhältnisse während der Periode der optimalen Vegetationsentwicklung gesichert. Dieses Ergebnis wird auch der folgenden floristisch-ökologischen Typisierung zugrunde gelegt.

Gewässergüte und Belastungszeiger

Die Gewässergüte wird gewöhnlich anhand bestimmter Indikatororganismen und bestimmter Konzentrationsbereiche von Laststoffen beurteilt. Manche Autoren haben in ihren Untersuchungen die Gewässergüte aber auch schon dem biologischen Sauerstoffbedarf gleichgesetzt (WIEGLEB 1979).

Die Beziehung zwischen der Gewässergüte und der Makrophytenvegetation wurde oft nur mit Vorbehalten hergestellt (KÖHLER und ZELTNER 1974). WIEGLEB (1979) hat als bisher einziger diese Beziehungen zu quantifizieren versucht und nach der Auswertung von 140 Fließgewässerabschnitten in Niedersachsen eine Rangordnung der Spezies nach einem Saprobitätsindex erstellt. Als Nachteil muß allerdings empfunden werden, daß nur das Auftreten einer Art in einem bestimmten Abschnitt, aber nicht ihre mengenmäßige Ausprägung bewertet wurde. Auch ist nicht unbedingt zu erwarten, daß die in Niedersachsen gewonnenen Ergebnisse sich nahtlos auf Flüsse im süddeutschen und österreichischen Raum übertragen lassen.

In der Fischa traten im Oberlauf, im Bereich der Gewässergüte I-II, *Chara vulgaris*, *Nitella cf. opaca*, *Elodea canadensis*, *Glyceria fluitans* und *Zannichellia palustris* auf. *Lemna trisulca*, eine Art, die leicht übersehen werden kann, war im Bereich der Güteklasse II nachzuweisen. Auf das Ortsgebiet von Fischamend (Güte II-III) waren *Potamogeton perfoliatus*, *P. pectinatus*, *Myriophyllum verticillatum* und *M. spicatum* beschränkt. Alle anderen Arten traten in mehreren Güteklassen auf.

Vergleicht man diese Ergebnisse mit jenen von WIEGLEB (1979), so ist die Stellung von *Potamogeton pectinatus* als Zeiger für starke Belastung zu bestätigen. *Zannichellia palustris* aber, die von WIEGLEB den stark eutraphenten Makrophyten zugeordnet wird, trat in der Fischa schon im noch wenig belasteten Oberlauf auf. Es kann auch nicht bestätigt werden, daß *Potamogeton perfoliatus* ausschließlich im Bereich der Güteklasse II auftritt: Die ökologische Amplitude dieser Art ist in den Gewässern der Donau-nahen Ebenen sicher weiter, als in Niedersachsen. Auch sind wichtige Vegetationskomponenten wie *Chara vulgaris* und *Groenlandia densa* im Ansatz WIGLEBS nicht enthalten; um zu einem überregionalen Zeigerwert für bestimmte Arten zu gelangen, werden also noch zahlreiche Untersuchungen an weiteren Gewässern folgen müssen. Eine strenge Zuordnung zu einer der üblichen Güteklassen wird für viele Arten jedoch auch in Zukunft nicht möglich sein.

Die Beziehung der Makrophyten zum Gewässerchemismus

Die Untersuchungen KOHLERS haben gezeigt, daß für bestimmte Landschaftsräume, wie etwa den Oberpfälzer Wald (KOHLER und ZELTNER 1974) oder Flußsysteme in den Schotterebenen südlich der Donau (z.B. KUTSCHER und KOHLER 1976), Vegetationseinheiten gleichartiger floristischer Zusammensetzung in bestimmten Konzentrationsbereichen von Phosphat, Ammonium, aber auch Carbonat zur Ausbildung gelangen.

Für die Beurteilung der Beziehungen der submersen Vegetation der Fischa zu den chemischen Wasserparametern wurden nur der Phosphatgehalt und die Ammoniumkonzentration herangezogen. Die Wichtigkeit des Phosphates als Minimumfaktor ist unbestritten und die Wirkung von Ammonium muß nicht ausschließlich in einer eventuellen Giftwirkung bei höheren pH-Werten gesehen werden, sondern es könnte auch die - artspezifische - Verwertbarkeit als Nährstoff, die im allgemeinen für Wasserpflanzen gut belegt ist (SCHWOER-

BEL und TILLMANNNS 1972), den differenzierenden Faktor darstellen.

In der vorliegenden Untersuchung wurden nicht in allen Flußabschnitten gesonderte Wasseranalysen durchgeführt, eine Erstellung ökologischer Reihen wie bei KOHLER ist daher in gleich differenziertem Maß nicht möglich.

Tabelle 1 läßt vier Gruppen von Arten erkennen: Arten, die nur flußauf der ersten Ansiedlung gedeihen; solche, die ausschließlich flußauf der Einmündung der Piesting auftreten; durchgehende Arten, die im gesamten Fluß in stark unterschiedlicher Menge immer wieder nachgewiesen werden konnten; letztlich Arten, die auf den stark eutrophierten Bereich des Unterlaufes in Fischamend beschränkt waren.

Die erste Gruppe bildeten *Chara vulgaris* und *Nitella* cf. *opaca* (Abb.3). Dieser einzige Characeen-Bestand des Flusses liegt unmittelbar flußauf der Haschendorfer Furt und scheint sich in Ausbreitung zu befinden. MELZER (1976) konnte zeigen, daß einige Characeen-Arten durchaus eine schwache Eutrophierung zu ertragen vermögen, jedoch auf Ammonium-Belastung sehr empfindlich reagieren. Die Bedingungen waren somit an dieser Stelle für beide Arten erträglich, da der Ammoniumgehalt unter 0,15 mg/l lag.

Zur zweiten Gruppe gehörten mehrere Arten:

Elodea canadensis wurde nur im Ortsgebiet von Siegersdorf angetroffen, das sicher etwas höher belastet ist, als die flußauf und flußab gelegenen Abschnitte; auch ist nur das Ost-Ufer beschattet. WIEGLEB (1978) gibt für *E.canadensis* Massenentfaltungen u.a. in nährstoffreichen Regionen an und auch KOHLER et al. (1971, 1974) fanden diese Art nie in den reinsten Bereichen. In den Gewässersystemen Moosach und Friedberger Au liegt der Verbreitungsschwerpunkt sogar stets in den stark belasteten Regionen.

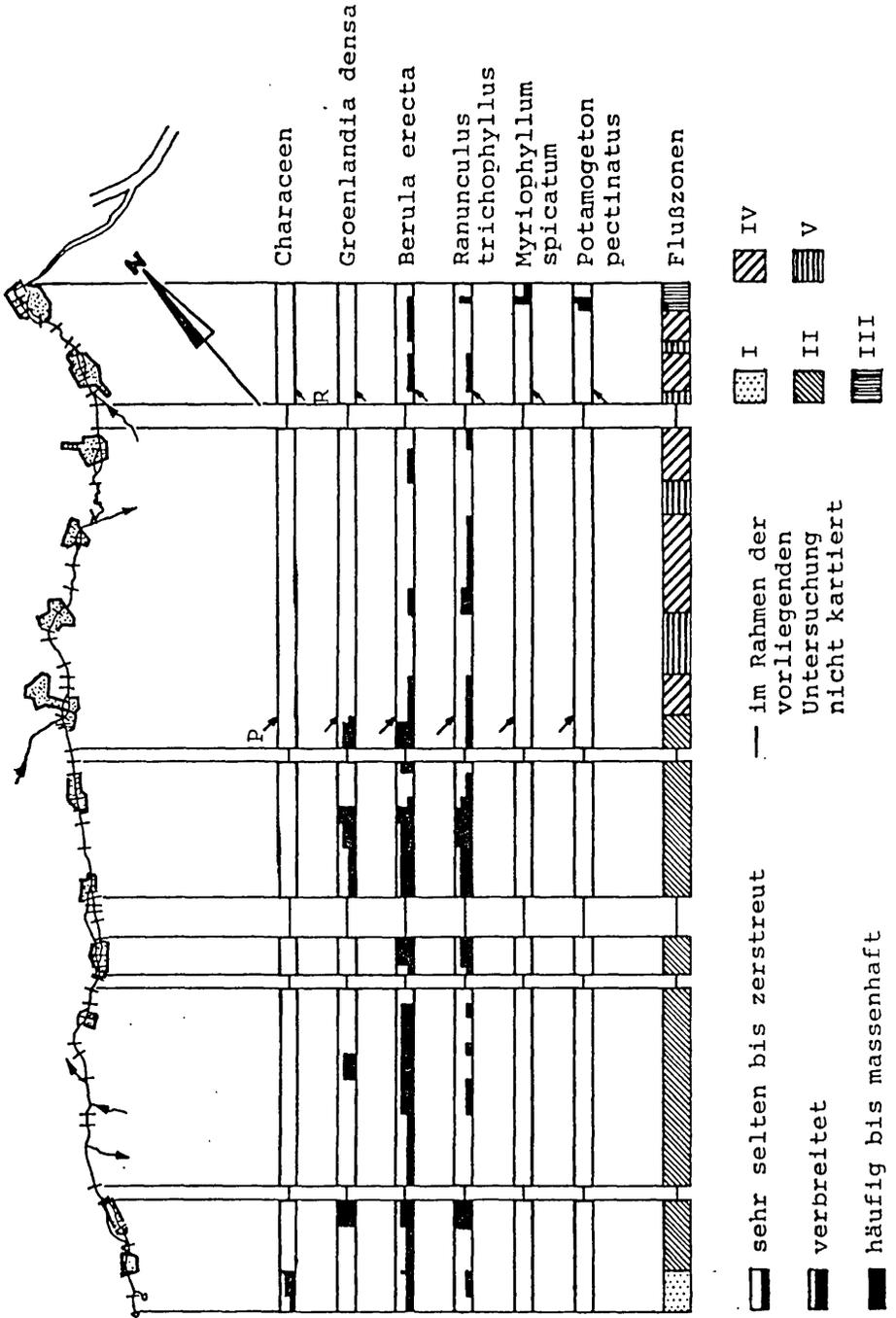


Abb.3: Makrophytenverteilung und Flußzonen in der Fischa (Nieder-Österreich) P = Piesting, R = Reisenbach.

Lemna trisulca trat in der Fischa nur im wenig belasteten Oberlauf auf; in anderen Gewässern Niederösterreichs hingegen kann sie zusammen mit *Ranunculus fluitans* auch noch bei Phosphatkonzentrationen um 1 mg/l angetroffen werden. *L. trisulca* ist fast stets mit Schwaden anderer Makrophyten vergesellschaftet und besitzt meist ein eigenes Mikroklima bezüglich Strömung, Lichtangebot u.a.m.; Zeigerwirkung ist ihr wohl keine zuzuschreiben.

Groenlandia densa war jene Art, die im Oberlauf neben einigen Ubiquisten häufig in Massen auftritt (Abb.3). Von WEBER-OLDECOP (1977) als Art sehr kalkreicher Gewässer beschrieben, scheint sie bei WIEGLEB (1978,1979) nicht auf. KOHLER et al. (1974) konnten zeigen, daß *G.densa* eine relativ große Amplitude gegenüber Ammonium und Phosphat aufweist; der Schwerpunkt der Ausbildung liegt jedoch in den wenig bis nicht belasteten Bereichen. Dies gilt auch für die Fischa. *G.densa* ist auch ein Zeiger für Grundwassereinfluß (KOHLER, pers. Mitt.) und weist wohl auf die vielen "Quellen" im Lauf der Fischa hin. Nicht bestätigt hat sich die Ansicht KOHLERS et al. (1971), daß die Vorkommen von *G.densa* und *Elodea canadensis* einander ausschließen: In der Fischa treten beide Arten auch gemeinsam auf.

Die dritte Artengruppe, jene der "Durchläufer", wurde von *Berula erecta*, *Ranunculus trichophyllus*, *Zannichellia palustris*, *Fontinalis antipyretica*, *Potamogeton crispus* und *Sparganium emersum* gebildet. Diese Arten traten in Abschnitten mit Ammoniumkonzentrationen von 0,13 - 0,22mg/l und Phosphatgehalten von 0,1-0,3mg/l (Mittelwerte, Abb.2) auf.

Berula erecta (Abb.3) kommt in ihrer submersen Form in zahlreichen Gewässern Niederösterreichs vor und scheint hier auf Carbonat-Flüsse beschränkt zu sein, KOHLER et al. (1974) konnten zeigen, daß *B. erecta* eine weite Amplitude bezüglich Ammonium- und Phosphatgehalten besitzt. Ebenso scheint bei nicht zu hoher Belastung eine starke Beschat-

tungsresistenz gegeben zu sein; besonders deutlich wird dies etwa am Quellauf, der in dichten Wald eingebettet ist.

Eine ähnlich weite Verbreitung in unterschiedlich belasteten Flußabschnitten wies *Ranunculus trichophyllus* auf, der als fast ständiger Begleiter von *Berula erecta* anzutreffen war (Abb.3). Wie jene Art auch, zeigte *R. trichophyllus* eine Tendenz, in den schwächer belasteten Abschnitten zu üppigerer Ausbildung zu gelangen.

Fontinalis antipyretica, *Zannichellia palustris*, *Potamogeton crispus* und *Sparganium emersum* überspannten ebenfalls einen weiten Belastungsbereich. Die beiden erstgenannten Arten wurden von WIEGLEB (1979) höheren Belastungsstufen zugeordnet und auch OLSEN (1950) fand *Z. palustris* nur in eutrophen Gewässern. In der Moosach und in der Friedberger Au (KÖHLER et al. 1971, 1974), aber auch in der Fischa ist diese Art in reineren Gewässerabschnitten (Phosphatgehalt um 0,1 mg/l) anzutreffen.

Potamogeton crispus war in schwach bis mäßig eutrophierten Bereichen anzutreffen.

Sparganium emersum trat nur an wenigen Stellen auf, die Bestände waren jedoch üppig ausgebildet. Wie bei *Potamogeton crispus* könnte auch hier der Einfluß weiterer Faktoren, das Lichtangebot oder die Abflußveränderungen durch Stauhaltungen, die Artverteilung im Fluß entscheidend beeinflussen.

In der vierten Artengruppe fanden sich jene Makrophyten, die ausschließlich auf den stark eutrophierten Bereich im Ortsgebiet von Fischamend beschränkt sind: *Myriophyllum verticillatum*, *M. spicatum*, *Potamogeton perfoliatus* und *P. pectinatus*. Die Mittelwerte von Phosphat und Ammonium lagen bei 0,33 mg/l, bzw. 0,22 mg/l. Der maximale Phosphatwert am Meßtag wurde mit 0,39 mg/l erreicht.

Potamogeton perfoliatus fehlt sowohl in der Moosach, als auch in der Friedberger Au (KÖHLER et al. 1974). Aus anderen Gewässern Niederösterreichs ist diese Art jedoch aus nährstoffreichen Abschnitten bekannt (JANAUER, unveröffentlicht).

Myriophyllum verticillatum und *M. spicatum* waren am Standort innig vergesellschaftet. Allerdings scheint der Bestand von *M. verticillatum* im Laufe der vergangenen Jahre durch die Ausbreitung des Ähren-Tausendblattes vermindert worden zu sein. Dies könnte ein Hinweis auf eine langsame, aber stetige Erhöhung der Belastung sein, obwohl andere Gründe nicht ausgeschlossen werden können.

Myriophyllum spicatum, das in der Moosach völlig fehlt, wurde von KÖHLER et al. (1974) in der Friedberger Au im Bereich hoher Ammonium- und Phosphatkonzentrationen nachgewiesen. Besonders bemerkenswert ist, daß sich nur *M. spicatum* auch noch flußab Fischamend in meist stark getrübttem Wasser findet und dort, am Übergang in den Aubebereich und den tieferen, langsam fließenden Mündungslauf, als einzige Makrophytenart in den Grenzen des Untersuchungsgebietes auftritt.

Potamogeton pectinatus, als Zeiger für hohen Carbonatgehalt gewertet (WEBER-OLDECOP 1970), wird von WIGLEB (1979) an die Spitze seiner Saprobitätsreihe gestellt. In den von KÖHLER et al. (1974) untersuchten Gewässern tritt *P. pectinatus* in belasteten, aber auch in den reinsten Abschnitten auf. In der Fischa hingegen und auch in anderen Flüssen Niederösterreichs (JANAUER, unveröffentlicht) und in der österreichischen Donau in ufernahen Bereichen findet diese Art ihr Verbreitungsmaximum in stark belasteten Zonen, zumal dann, wenn es sich um sommerwarme Strecken handelt. Auch ist die Strömungsgeschwindigkeit meist geringer, als in Abschnitten ähnlich starker Eutrophierung, die durch Massenbewuchs von *Ranunculus fluitans* ausgezeichnet sind. HASLAM (1978) berichtet, daß *P. pecti-*

natus in England sowohl bezüglich des Nährstoffangebotes im Wasser, als auch betreffend der im Sediment vorhandenen Nährstoffe stets in der Gruppe der an höchste Nährstoffkonzentrationen angepaßten Makrophyten zu finden ist. Für Ammonium wurde *P. pectinatus* von dieser Autorin in die Gruppe der Standorte mit Konzentrationen von 0,1-0,3mg/l gereiht; diese Verhältnisse entsprechen etwa jenen in der Fischa. Dazu ist allerdings zu bemerken, daß von den englischen Makrophyten nur *Lemna minor agg.* in eine noch höhere Konzentrationsklasse gereiht wurde. WIEGLEB (1978) hingegen weist darauf hin, daß in dem von ihm untersuchten Gebiet *P. Pectinatus* - allerdings in stehenden Gewässern - an Standorten mit hohem Ammoniumgehalt fehlt. Dennoch dürfte diese Art allgemein gegen Ionen auch in sehr hoher Konzentration resistent sein: Darauf weist ihr Vorkommen in eutrophen und brackischen Gewässern Dänemarks hin (OLSEN 1950).

Zusammenfassend kann wohl gesagt werden, daß manche Makrophytenarten nur in bestimmten Konzentrationsbereichen der Eutrophierungsfaktoren Phosphat und Ammonium zur optimalen Bestandesentwicklung gelangen. Ob die Konzentrationsbereiche auch für andere Gewässersysteme Gültigkeit haben, werden weitere Untersuchungen erst zeigen müssen. Immerhin scheint mit Gewässern ähnlichen chemischen Charakters in Süd-Deutschland und England eine gewisse Übereinstimmung zu bestehen.

Die Zonierung der Fischa nach floristisch-ökologischen Gesichtspunkten

In der Fischa lassen sich mehrere Vegetationszonierungen oder Flußzonen (KOHLER 1978) unterscheiden, die mit der Belastungsintensität innig zusammenhängen (Abb. 3). Teils werden sie durch einzelne Makrophytenarten geprägt, teils ist die Anzahl der Arten oder ihrer Masse das kennzeichnende Merkmal.

Zone I, die den noch nicht durch Siedlungsabwässer beeinträchtigten Flußabschnitt umfaßt, ist durch das Auftreten von Characeen charakterisiert.

In der Flußzone II tritt *Groenlandia densa* in zahlreichen Abschnitten auf; diese Art erträgt aber höhere Belastungen, wie sie flußab der Einmündung der Piesting auftreten, nicht mehr. *Berula erecta* und *Ranunculus trichophyllus* können hier zu üppiger Ausprägung gelangen.

Die Zone III ist durch stark eutraphente Arten wie *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* geprägt. Der Belastungsgrad ist hier wohl bereits hoch, jedoch beeinträchtigen weder die Wassertiefe in Stauhaltungen, noch industrielle Abwässer (Gramatneusiedl, Ebergassing, Schwadorf, Enzersdorf u.a.) den Biotop so sehr, daß die Artenzahl stark dezimiert würde.

Die Flußzone IV wird durch das alleinige und seltene Auftreten von *Berula erecta* und/oder *Ranunculus trichophyllus* gekennzeichnet. Diese sonst meist auch in allen anderen Zonen vertretenen Ubiquisten scheinen gegen hohe Belastungen resistenter zu sein, als etwa die ebenfalls weit verbreiteten Arten *Potamogeton crispus* und *Fontinalis antipyretica*. Das Fehlen von *Potamogeton pectinatus* mag darauf zurückzuführen sein, daß einerseits durch Staue, andererseits durch häufige Wassertrübungen und überhaupt durch die hier noch stärker ausgebildeten Flußauen und Auwaldreste das Lichtangebot geringer ist, als etwa im Ortsgebiet von Fischamend. Experimentelle Hinweise für die Gültigkeit dieser Vermutungen liegen allerdings derzeit noch nicht vor.

Als letzte Flußzone, Zone V, müssen die verschiedenen Verödungsbereiche ausgewiesen werden, in welchen keine Makrophyten gefunden wurden. Neben dem Einfluß industrieller Abwässer werden wohl Trübungen und starke Beschattung als synergistisch wirkende Faktoren anzusehen sein.

Diese fünf Flußzonen und ihre Lage im Flußsystem sind zusammen mit den Angaben über die jeweils angetroffene Artenzahl und die Mächtigkeit der Bestände als Bioindikationssystem mit Monitor-Charakter anzusehen: Veränderungen im Belastungsgrad haben mit Sicherheit größere Verschiebungen in der Artenverteilung innerhalb einer Flußzone, oder sogar den Übergang zu einer anderen Flußzone zur Folge. Einmal ausgewiesen, können die Flußzonen für die Beurteilung der biologischen Qualität eines Gewässers und deren makroskopische Überwachung ebenfalls herangezogen werden.

Soweit in anderen Fließgewässern mit vergleichbarem chemischen Charakter Flußzonen ausgewiesen wurden (KOHLER et al. 1971, KOHLER et al. 1974, u.a.m.) sind Ähnlichkeiten mit jenen an der Fischa unverkennbar. So könnte etwa Zone I der Zone A von KOHLER (1971) entsprechen, Zone II scheint die Flußzonen B und C zu beinhalten, Zone III hingegen hat kein gutes Analogon in den z.B. von KOHLER et al. (1974) untersuchten Carbonatgewässern. Verödungszonen treten auch im süddeutschen Raum auf (KOHLER 1975). Die Artengarnituren in deutschen Gewässern sind jedoch nicht völlig mit jenen in der Fischa identisch.

L i t e r a t u r

- BACKHAUS D., 1967: Die Makrophytenbesiedlung der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. Arch. Hydrobiol. Suppl. 30 306-320.
- CAIRNS J. Jr., 1974: Indicator species versus the concept of community structure as an index of pollution. Wat. Resources Bull. 10, 338-347.
- GERABEK K., 1964: Gewässer- und Wasserwirtschaft Niederösterreichs. Verein für Landeskunde Niederösterreich und Wien. Notring, Wien.
- HASLAM S. M., 1978: River plants. The macrophytic vegetation of watercourses. Cambridge University Press. London.
- JORGA W. und WEISE G., 1977: Biomasseentwicklung submerser Makrophyten in langsam fließenden Gewässern in Beziehung zum Sauerstoffhaushalt. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 62, 209-234.
- KOHLER A., 1971: Zur Ökologie submerser Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 85, 713-720.
- KOHLER A., 1975: Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. Beitr. naturkund. Forschung SW-Deutschland 34, 149-159.
- KOHLER A., 1978: Wasserpflanzen als Bioindikatoren. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 11, 259-281.
- KOHLER A. und ZELNTNER G., 1974: Verbreitung und Ökologie von Makrophyten in Weichwasserflüssen des Oberpfälzer Wadles (Naab, Pfreimd und Schwarzach). Hoppea, Denkschr. Regensburger Bot. Ges. 33, 171-232.
- KOHLER A., VOLLRATH H. und BEISL E., 1971: Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. 72, 533-549.

KOHLER A., WONNEBERGER R. und ZELTNER G., 1973: Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher "Verschmutzungsindikatoren" im Fließwassersystem Moosach. Arch. Hydrobiol. 72, 533-549.

KOHLER A., BRINKMEIER R. und VOLLRATH H., 1974: Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. Ber. Bayer. Bot. Ges. 45, 5-36.

KUTSCHER G. und KOHLER A., 1976: Verbreitung und Ökologie submerser Makrophyten in Fließgewässern des Erdinger Moores (Münchener Ebene). Ber. Bayer. Bot. Ges. 47, 175-228.

MELZER A., 1976: Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. Diss. Botanica 34. J. Cramer, Vaduz.

OLSEN S., 1950: Aquatic plants and hydrospheric factors. II. The hydrospheric types. Svensk Bot. Tidskrift 44, 332-373.

SCHWOERBEL J. und TILLMANN G.C., 1872: Ammonium-Adaptation bei submersen Phanerogamen in situ. Arch. Hydrobiol. Suppl. 42, 139-141.

WEBER-OLDECOP D.W., 1970: Wasserpflanzengesellschaften im östlichen Niedersachsen. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 55, 913-967.

WEBER-OLDECOP D.W., 1977: Fließgewässertypologie in Niedersachsen auf floristisch-ökologischer Grundlage. Göttinger Florist. Rundbr. 10, 73-79.

WIEGLEB G., 1978: Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. Arch. Hydrobiol. 83, 443-484.

WIEGLEB G., 1979: Der Zusammenhang zwischen Gewässergüte und Makrophytenvegetation in niedersächsischen Fließgewässern. Landschaft und Stadt 11, 32-35.

Eingelangt: 1980 10 02

Anschrift des Verfassers: Dr.Georg A.JANAUER, Institut
für Pflanzenphysiologie der Universität Wien, Dr.Karl-
Lueger-Ring 1, A-1010 Wien.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Früher: Verh. des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"](#)

Jahr/Year: 1981

Band/Volume: [120](#)

Autor(en)/Author(s): Janauer Georg A.

Artikel/Article: [Die Zonierung submerser Wasserpflanzen und ihre Beziehung zur Gewässerbelastung am Beispiel der Fische \(Niederösterreich\) 73-98](#)