



Charakterisierung und Bewertung
von Augewässern des Donauraums Straubing
durch Wassermolluskengesellschaften

Beiheft 7
zu den Berichten der ANL

ANL

Beiheft 7

zu den Berichten der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege

Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften

Francis Foeckler

Herausgeber:

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
D-8229 Laufen/Salzach, Postf. 1261, Tel. 0 86 82/70 97, Telefax 0 86 82/94 97

1990

Anschrift des Verfassers:

Dr. Francis Foeckler
ÖKON GmbH
Gesellschaft für Landschaftsökologie,
Gewässerbiologie und Umweltplanung
Bahnhofstr. 110
W-8032 Gräfelfing bei München

Beiheft 7

zu den Berichten der ANL

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege – 1990

ISSN 0720-9436

ISBN 3-924374-24-4

Schriftleitung und Redaktion: Dr. Notker Mallach

Die Herstellung und Vervielfältigung – auch auszugsweise – aus den Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie deren Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung.

Satz und Druck: Druckhaus Bayreuth/Druck auf Recyclingpapier (aus 100% Altpapier)



1 Oberauer Schleife. Der letzte große Mäander der bayerischen Donau (Gew. Nr. 1), vor den Toren der Stadt Straubing. Im Bildhintergrund ist das Altwasser bei Sossau (Gew. Nr. 48) zu erkennen. Diese Lebensräume der „Verarmten *Theodoxus*-Gesellschaft der Donau“ gehen durch den Durchstich des Mäanders im Rahmen des Donauausbaues in ihrer charakteristischen Ausprägung verloren (Foto: Wolf). (Freig.: Luftamt Nordbayern Nr. P 2511/3113 - 13. 6. 1988 - Neg. 8/9)

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Otto Siebeck, der mit großem Interesse die Entwicklung dieser Dissertationsarbeit verfolgte und immer im richtigen Moment mit konstruktiver Kritik zur Stelle war. Herrn Dipl.-Biol. Gerhard Falkner danke ich für die ausführliche Revision aller Molluskenschalen und -gehäuse in freundschaftlicher Atmosphäre und für die Vermittlung der Pisidienbestimmung durch Herrn Prof. Dr. C. Meier-Brook und Herrn Dr. M. Adler. Bei Herrn Dr. habil. Norbert Walz möchte ich mich ganz herzlich für viele anregende Diskussionen bedanken. Herr Prof. Dr. E. J. Fittkau und Herr Prof. Dr. J. Jacobs haben mich durch ihr stetes Interesse unterstützt – herzlichen Dank.

In Straubing durfte ich durch Vermittlung von Herrn A. Bergmeier das Büro der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Ostbayern nutzen und war im Kreise der Mitarbeiter stets willkommen. Insbesondere danke ich den Herren Diplombiologen Johann Schreiner, K. V. Schmalz, Bernhard Raab, Owen Muise und Dr. Dr. J. H. Jungbluth für gute Zusammenarbeit und Unterstützung auch nach Beendigung der Freilandarbeit. Herr August Biermeier teilte in herzlicher Gastfreundschaft seine Straubinger Wohnung mit mir – besten Dank.

Alle Kolleginnen und Kollegen der Abteilungen Limnologie und Ökologie verbreiteten ein angenehmes und anregendes Arbeitsklima.

Frau Diplombiologin Barbara Höffgen und Frau Diplomingenieurin-Landespflege Heidi Zapf erstellten freundlicherweise viele Zeichnungen.

Herrn Prof. Dr. F. Frimmel danke ich für die Möglichkeit der Wasseranalyse im Institut für Wasserchemie und Balneologie der Technischen Universität München. Frau A. Wild (Zoolog. Inst.) und Frau I. Haese (Inst. für Wasserchemie) halfen bei der Wasseranalyse tatkräftig mit.

Den Mitarbeitern der Rhein-Main-Donau AG und des Neubauamtes Regensburg, insbesondere Herrn Diplomingenieur W. Ertl, danke ich für ihre Unterstützung und Interesse an dieser Arbeit.

Folgenden Damen und Herren danke ich für wertvolle Anregungen, Diskussionen und Unterstützung: Dr. E. G. Burmeister, Dr. E. Castella, M. Colling, O. Deichner, Dr. E. Dister, H. Dumbacher, E. Enger, W. Gruber, R. Laxhuber, Prof. Dr. A. Reif, Prof. Dr. E. Schrimpff, F. Teubner, Dr. T. Tittizer und Dr. O. Wildi. Herrn Lorenz Wolf danke ich für die Überlassung der drei Luftbilder (Foto 1, 2, 3: Oberauer Schleife, Pfatterer Au, Gmünder Au).

Meinen Eltern, ganz besonders meiner Frau Renate und ihrer Familie danke ich für großzügige Unterstützung und Geduld.

Inhaltsverzeichnis

Einführung	7
1. Einleitung	7
1.1. Flußauen	7
1.1.1. Eigenschaften der Aue	7
1.1.2. Funktionen der Auen im Naturhaushalt	8
1.1.3. Auen als Forschungsobjekt	8
1.2. Gewässercharakterisierung anhand von Wassermollusken	9
1.2.1. Eignung von Wassermollusken zur Gewässercharakteristik	9
1.2.2. Standortfaktoren	10
1.2.3. Wassermolluskengesellschaften	10
1.2.4. Charakterisierung von Augewässern	11
1.3. Lokale Problematik	11
1.3.1. Donaoraum Straubing	11
1.3.2. Wassermollusken im Donaoraum Straubing	12
1.3.3. Bewertung von Augewässern	13
1.4. Fragestellungen und Vorgehensweise	14
2. Methodik	14
2.1. Wassermollusken	14
2.1.1. Substratspezifische Wassermolluskensammlung	14
2.1.2. Bestimmung	16
2.1.3. Todnachweise, Subfossilität	16
2.1.4. Artbezogene Parameter	16
2.1.5. Zusätzliche Aufnahmen	18
2.1.6. Verbreitungskarten	19
2.2. Geländeuntersuchungen	19
2.2.1. Geländemorphologische Parameter	19
2.2.2. Wasserpflanzen und ihre Gesellschaften	19
2.2.3. Chemisch/physikalische Parameter	20
2.3. Multivariate Statistik	20
2.3.1. Ähnlichkeitsmatrices, Cluster- und Konzentrationsanalyse	21
2.3.2. Die Hauptkomponentenanalyse	21
2.3.3. Die mehrdimensionale Diskriminanzanalyse	21
3. Das Untersuchungsgebiet	23
3.1. Naturräumliche Einordnung, Geologie und Klima	23
3.2. Hydrographie und hydro-ökologische Gliederung der Aue	24
3.3. Vegetation, Böden und Substrate	26
3.4. Gewässertypisierung	28
4. Ergebnisse	29
4.1. Biotopbeschreibung	29
4.1.1. Die rezente Aue	29
4.1.2. Die fossile Aue	32
4.1.3. Bergbäche des Bayerischen Waldes	34
4.2. Die Wassermolluskenarten	35
4.2.1. Verzeichnis der nachgewiesenen Arten und ihre Eigenschaften	35
4.2.2. Häufigkeitsverteilung	39
4.3. Wassermolluskengesellschaften	41
4.3.1. Voranalyse zur Vergesellschaftung	41
4.3.2. Die Fließwassergesellschaften der Aue und ihre Gewässer	43
4.3.3. Die Stillwassergesellschaften der Aue und ihre Gewässer	53
4.3.4. Die Bergbachgemeinschaft des Bayerischen Waldes	64
4.4. Wassermolluskengesellschaften als „Bewertungskriterium“ von Augewässern	65
4.4.1. Die Zusammensetzung der Wassermolluskengesellschaften	66
4.4.2. Die Artenzahlen der Wassermolluskengesellschaften	66
4.4.3. Die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften	67

4.4.4.	Die Verwendung der Wassermolluskengesellschaften als Bewertungskriterium	67
4.4.5.	Die Praxis der Bewertung	67
4.4.6.	Das Ergebnis der Bewertung im Untersuchungsraum	67
4.4.7.	Die Einteilung der Augewässer in Bewertungsgruppen	68
4.5.	Ökologische Modelle	72
4.5.1.	Modellentwicklung	72
4.5.2.	Hauptkomponentenanalysen	72
4.5.3.	Diskriminanzanalysen	76
4.5.4.	Die ökologischen Modelle	
	Modell I: Unterscheidung der Fließwassergesellschaften	80
	Modell II: Unterscheidung der Stillwassergesellschaften	83
	Modell III: Unterscheidung der Bewertungsgruppen	86
4.6.	Malakologische Gewässertypisierung und Bewertung (Zusammenfassung der Ergebnisse)	89
4.6.1.	Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren zur Gewässertypisierung	91
4.6.2.	Natürliche Sukzession von Wassermolluskengesellschaften und mögliche Veränderungen durch die Stauhaltung Straubing	95
4.6.3.	Die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften als Maß für den Strukturreichtum der Augewässer und als Kriterium für ihre Bewertung	98
5.	Diskussion	105
5.1.	Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren und Methodenkritik	105
5.2.	Die malakologische Gewässertypisierung	108
5.3.	Die Rekonstruktion und Verfolgung von Sukzessionen im evolutiven Prozeß mit Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren	111
5.4.	Die Anzahl Wassermolluskengesellschaften und die Bewertung von Augewässern	112
5.5.	Perspektiven	115
6.	Zusammenfassung/Summary	117/119
7.	Literaturverzeichnis	122
8.	Anhang	132
8.1.	Systematisches Verzeichnis der nachgewiesenen Wassermolluskenarten	132
8.2.	Verbreitungskarten der nachgewiesenen Wassermolluskenarten	140
8.3.	Liste der Abkürzungen	148
	Lebenslauf	150
	Fotos 2–13	151–154

Einführung

Bis in die erste Hälfte des 19. Jahrhunderts stellte die Donau Ostbayerns eine grandiose Fluß-Auenlandschaft dar (Abb. 1.1.). Der Fluß prägte mit seiner Geschiebekraft, seiner Hochwasserdynamik, seiner ständigen Nährstoffzufuhr (Sedimentation) und seinem Grundwasserstrom die Landschaft, die in ihrer räumlich/zeitlichen Strukturvielfalt und ihrem Nährstoffreichtum einer Vielzahl von Tieren und Pflanzen Lebensräume bot. Die in der Aue lebenden Tier- und Pflanzenarten haben sich den ständig wechselnden Wasserständen bzw. Strömungsverhältnissen auf verschiedenste Weise angepaßt.

Seit Beginn der Dampfschiffahrt 1838 wirkt der Mensch „regulierend“ auf die Donau ein. Zugleich dringt er immer weiter in die Aue, um ihre fruchtbaren Böden landwirtschaftlich zu nutzen. Hochwasserdämme teilen die Aue in zwei Bereiche, die rezente (heutige) und die fossile (ehemalige) Aue. In der rezenten Aue herrschen nach wie vor Bedingungen der Aue. Die Feuchtbiotope der fossilen Aue nehmen nur abgeschwächt über die Schwankungen des mit dem Fluß verbundenen Grundwasserstroms an der Flußdynamik teil. Ihre Umgebung ist intensiv landwirtschaftlich genutzt, was sich durch Eutrophierung und Verinselung der Restbiotope der Aue artenverarmend auswirkt.

In Kürze stehen noch viel stärkere Veränderungen, Umstrukturierungen an: Im Rahmen des „Donauausbaus“ und des Baus der Staustufe Straubing werden die natürlichen Standortfaktoren der Aue erheblich verändert werden, daneben wird durch landschaftspflegerische Begleitmaßnahmen eine „Neuordnung“ der Landschaft stattfinden. Mit dem Verlust der Flußdynamik und all den damit verbundenen Konsequenzen geht das wichtigste naturraumprägende Element der Aue verloren. Um den Verlust zu minimieren und die Landschaftsgestaltung im Sinne des Natur- und Artenschutzes zu optimieren, wurden den Baumaßnahmen umfangreiche ökologische Untersuchungen vorausgeschickt.

Zwei Fragenkomplexe stehen an:

1. Wie sind die Lebensräume in dieser Landschaft charakterisiert, welche Wechselwirkungen und Einflüsse prägen die Lebensgemeinschaften der hier lebenden Tiere und Pflanzen?
2. Welche Gewässer des Donauraums Straubing verdienen uneingeschränkten Schutz? Wie sind sie zu bewerten? Lassen sich die wertvollsten Gewässer mit ihrer charakteristischen Artenzusammensetzung in der gegebenen naturnahen Ausprägung durch Maßnahmen der Landschaftsgestaltung erhalten?

Zwei Themen werden behandelt: Die **wertfreie ökologische Charakterisierung von Flußökosystemen** anhand von Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren für Gewässertypen. Die **Bewertung von Augewässern** anhand eines am Naturraum orientierten Bewertungssystems auf der Basis der ökologischen Charakterisierung.

1. Einleitung

1.1. Flußauen

1.1.1. Eigenschaften der Aue

Für das Leben im Fließwasser ist der Gradient physikalischer Bedingungen flußauf bzw. flußab verantwortlich, der nach ILLIES (1961a) „Versuch einer biozönotischen Gliederung der Fließgewässer“ für die Zonierung der charakteristischen Eigenschaften und Artengemeinschaften ausschlaggebend ist. Diese Idee wurde weiterentwickelt zum „River Continuum Concept“ (=RCC, VANNOTE et al. (1980), fortgeführt und variiert (MINSHALL et al., 1983; 1985; MINSHALL & PETERSEN, 1985; BUNN, 1986; SCHAEFFER & PERRY, 1986).

Als wichtigste, den Lebensraum prägende Faktoren gelten die Temperatur (RUTTNER, 1962: 256; NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI, 1985: 27) und die Fließgeschwindigkeit (AMBÜHL, 1961; ZIMMERMANN, 1962) mit ihren Abfluß- und Geschiebekräften (EINSELE, 1960; NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI, 1985: 13; STATZNER, 1987: 383).

ODUM (1980: 517) bezeichnet die Fließgeschwindigkeit als den kontrollierenden und limitierenden Ökofaktor der Flüsse. STATZNER & HIGLER (1986: 137) fordern größere Aufmerksamkeit für die hydraulischen Verhältnisse im Fließwasser (Fließgeschwindigkeit, Rauigkeit des Substrats, Gefälle u. a.) als entscheidende Faktoren in der Ausbildung von Zonationsmustern benthischer Invertebraten.

Laut CASTELLA (1987, I: 18) konzentriert sich das RCC zu sehr auf die Längsrichtung und berücksichtigt zu wenig die schon von MITIS (1938) erkannte transversale Dimension des Flußhydrosystems. Die Erkenntnis der Bedeutung der flußbegleitenden Vegetation (v. a. Auwälder) als Sediment- und Nährstoff-Falle (LOWRANCE et al., 1984: 374) mit den Abfluß regulierender Wirkung (HYNES, 1975: 6) und die Abhängigkeit der Bäche und Flüsse von ihren Tälern (HYNES, 1975: 4) bereiten den Weg zur geomorphologischen Sicht der Flüsse als Unter-system des Einzugsgebietes (CUMMINS & KLUG, 1979: 147; MÜLLER, 1980: 137). STATZNER & HIGLER (1985) faßten diese und andere Kommentare zum RCC zusammen. Diese geomorphologischen und historischen Aspekte der Flußbildung tragen zur Integration der Auen und der transversalen Dimension in das Hydrosystem der Flüsse bei (CASTELLA, 1987, I: 19).

Flüsse und ihre Ausformung werden als „fluvi-ales System“ in zeitlicher Abhängigkeit von geomorphologischen Ereignissen, dem anschließenden Streben nach Gleichgewicht und episodischer Erosion (SCHUMM, 1977: 322) gedeutet. Flußauen sind ein „lebensnotwendiger Teil“ dieses Systems (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI, 1985: 19). Die Strukturvielfalt nimmt im Querschnitt erheblich zu, sobald Flüsse im Unterlauf eine breite Aue ausbilden. Es kommen vielfältige aquatische, semi-aquatische und terrestrische Biotope hinzu – direkt oder indirekt über Grundwasser mit dem Hauptgerinne verbunden. Aquatische und semi-aquatische finden

sich in Mäanderdurchstichen (natürlich oder anthropogen) und Altwässern. Sie nehmen am hydrologisch-biologischen Gleichgewicht der Aue teil (RICHARDOT-COULET et al., 1987: 111). Der Wasserhaushalt mit Periodizität der Hoch- und Niedrigwasser, die Verweildauer der einzelnen Zustände, vertikale und horizontale Grundwasserbewegungen, Schleppkraft (= landschaftsgestaltende Kraft des Flusses), Sedimentation der vom Oberlauf mitgeführten Nährstoffe während der Stagnationsphase von Überschwemmungen und das Substrat mit seiner Korngröße prägen die Ausformung und Lebensbedingungen der Aue (GERKEN, 1988: 27). In den extrem vegetationsreichen Augewässern der Mäanderzone treffen die – im Laufe der Evolution – vom Oberlauf abgewanderten, sekundär aquatischen Insekten auf die vom Unterlauf aus dem Meer eingewanderten primär aquatischen Krebse und Weichtiere (VANNOTE et al., 1980: 135), um zusammen mit der Auenvegetation einen Lebensraum höchster Produktivität und Diversität zu schaffen, bei gleichzeitig größtem hydraulischen Stress und Mangel an Kontinuität (STATZNER & HIGLER, 1986: 136). FITTKAU & REISS (1983: 4) weisen auf die Bedeutung der Auen für die Evolution der aquatischen Fauna hin.

Das Verständnis der Dynamik des Systems „Aue“ erfordert die Einbeziehung aller Lebensräume (und Lebensgemeinschaften). Folglich muß die Aue in drei Dimensionen behandelt werden: der Längsrichtung (flußauf-flußab), der Querrichtung (Hauptgerinne, Seitenarme, Überschwemmungsflächen und ihre Vernetzung) und der vertikalen Verbindung zum Grundwasserstrom der Talau. Als vierte Dimension kommt die Zeit hinzu (RICHARDOT-COULET et al., 1987: 111), ausgedrückt z. B. im Verlandungsprozeß (BAUMANN, 1985: 106). Diese Erkenntnisse stimmen mit der Vorstellung über die geomorphologische und historische Entwicklung und Ausprägung der Auen als Teil des „vernetzten Systems“ der Flußbettbildung (MANGELSDORF & SCHEURMANN, 1980: 106) in Abhängigkeit von Tektonik, Gestein, Klima und Vegetation überein. Auen stellen als Teil des Flußsystems sichtbar dessen zeitliche und räumliche Dynamik dar. SWANSON et al. (1988: 95) weisen auf die kontrollierende Bedeutung der geomorphologischen Dynamik von Talböden und auf die Verteilung von Substrat im Mosaikmuster des Ökosystems, auf welchem sich Pflanzen- und Tiergemeinschaften ansiedeln. Eine ausführliche Einführung in die Auenbiologie geben GEPP et al. (1985), MITSCH & GOSSELINK (1986) und GERKEN (1988). Die bedeutendsten Ökofaktoren werden in Abs. 3. vorgestellt. Tab. 1.1. zitiert einige Definitionen der Aue.

1.1.2. Funktionen der Auen im Naturhaushalt

Die wichtigsten Funktionen und Kennzeichen der Auen im Naturhaushalt sind:

- a) Artenreichtum: mit 12 000 Tier- und Pflanzenarten als regelmäßige Auenbewohner stellen naturgemäße Auen der Unterlaufregion

Tabelle 1.1.

Definitionen von Flußauen

JOHNSON & MCCORMICK (1979, zitiert in MITSCH & GOSSELINK, 1986: 535):

„Riparian ecosystems are ecosystems with a high water table because of proximity to an aquatic ecosystem or subsurface water. Riparian ecosystems usually occur as an ecotone between aquatic and upland ecosystems but have distinct vegetation and soil characteristics. Aridity, topographic relief, and presence of depositional soils most strongly influence the extent of high water tables and associated riparian ecosystems. Riparian ecosystems are uniquely characterized by the combination of high species diversity, high species densities and high productivity. Continuous interactions occur between riparian, aquatic, and upland terrestrial ecosystems through exchanges of energy, nutrients, and species.“

GEPP et al. (1985: 13):

„Als Aue (Aue, Auen) bezeichnet man räumlich jene Talzonen, die innerhalb des Einflußbereiches von Hochwässern liegen.“

GERKEN (1988: 127, veränd. nach GEPP et al., 1985): „Auen sind Ökosysteme höheren Ranges, die aus dem Fließgewässersystem und den angrenzenden Hochflutbeeinflussten Teillebensräumen bestehen.“

KAULE et al. (1979, zitiert in AMMER & SAUTER, 1981: 100):

„Unter Auebiotope sind Lebensgemeinschaften der Kontaktzone zwischen Fließgewässern und Land zu verstehen. Sie besitzen deshalb in ursprünglichen Landschaften eine hohe Raum- und Strukturdiversität. Ihre Standorte sind besonders geprägt durch den Faktor Wasser.“

- die artenreichsten Ökosysteme Europas dar (GEPP et al., 1985: 17);
- b) Ausbreitungswege für Pflanzen, Tier und Mensch (PLACHTER, 1986: 119; GERKEN, 1988: 80);
- c) Laich-, Brut- und Rückzugsplätze für Fische (FITTKAU & REISS, 1983: 3; STEIN, 1985: 54), Amphibien und Wasserinsekten, Rast-, Schlaf- und Nahrungsplätze für Vögel, (GEPP et al., 1985: 276);
- d) Klimaregulation (GEPP et al. 1985: 277; GERKEN, 1988: 89);
- e) Grundwasseranreicherung mit natürlicher Filterwirkung, natürliche Selbstreinigungsstrecke, Hochwasserretention (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI, 1985: 130; DISTER, 1985, 1986; 1987; GERKEN, 1988: 89);
- f) Strukturbelebendes Landschaftselement (GEPP et al., 1985: 277);
- g) Rückzugsgebiet und Artenreservoir (GEPP et al., 1985: 276; GERKEN, 1988: 89).
- h) Erlebnis- und Erholungsgebiete für den Menschen (GEPP et al., 1985: 277).

1.1.3. Auen als Forschungsobjekt

Die historische Entwicklung der Erforschung und Typisierung von Augewässern beschreibt CASTELLA (1987, I: 18). Nach der Definition von Altwässern von MITIS (1938) und Beschreibung der chem./physikalischen Verhältnisse (GROHS, 1943 u. a.) hebt BOTNARIUC (1967) den evolutiven Aspekt der **Sukzession** von

Augewässern im Zuge der Verlandung hervor (s. Abs. 3.4.). Diese Typisierung wurde z. B. von KRAUSE (1974a/b), KINZELBACH (1976a/b) und MUSALL (1978) unter Einbeziehung der Flußgeschichte, ihrer geomorphologischen Dynamik und faunistisch/floristischen Aufnahmen weitergeführt. Die Vegetation, v. a. unter Berücksichtigung von Sukzession und Standortfaktoren (SCHRETZENMAYR, 1950; MOOR, 1969; BIRKEL, 1983; DISTER, 1983; KIENER, 1984, SPÄTH, 1988), ist intensiver untersucht und besser bekannt als die Fauna der Aue (DISTER, 1986: 198). Ein Grund mag, neben der langen Tradition der Pflanzensoziologie, in der Auwaldnutzung liegen (WENDELBERGER & WENDELBERGER, 1967). In jüngerer Zeit nimmt die Erforschung von Tiergemeinschaften in der Aue zu. FRANZ et al. (1959) konzentrieren sich auf bodenlebende Wirbellose, GERKEN (1980) auf Coleopteren, FRITZ (1981; 1982a/b), HEIMER (1982, 1983a) und SCHLEUTER (1986) auf Dipteren, CASTELLA (1987) auf ganze Makroinvertebratengesellschaften in Altwässern.

CASTELLA (1987, I: 20) hebt die Bedeutung von Auen für das Studium der komplexen Zusammenhänge von Sukzessionserscheinungen und von Wechselwirkungen mit anderen Ökosystemen hervor. Hinzu kommen sozio-ökonomische Probleme der verschiedenen Nutzungsansprüche (Landwirtschaft, Schifffahrt und Energiegewinnung).

Ein **Zentrum der Auenforschung** ist seit 1975 unter A. L. ROUX an der Universität Lyon entstanden. Hier wird der Versuch einer interdisziplinären Vollanalyse des Ökosystems Fluß und Aue am Beispiel der Rhône unternommen: „Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône Français“ (ROUX, 1976).

Ansatzpunkte mit Beispielen aus der Literatur sind:

- Geomorphologie, Flußdynamik und -chemie (BRAVARD, 1986),
- Vegetation und pflanzensoziologische Typisierung von Augewässern (GIREL, 1986; PAUTOU & GIREL, 1986; CASTELLA & AMOROS, 1986),
- Makroinvertebraten als funktionelle Beschreiber („functional describers“) von Fluß- und Augewässern (CASTELLA et al., 1986; CASTELLA & AMOROS, 1988),
- Wechselbeziehungen mit dem Grundwasser (REYGROBELLET, 1986),
- Bedeutung von Augewässern für Fische (BOUVET et al., 1985),
- Entwicklungsgeschichte ehemaliger Mäander anhand im Sediment erhaltener Cladoceren-Reste (AMOROS & JACQUET, 1986). AMOROS et al. (1987a: 29/30) unterscheiden zwei Methoden der biologischen Untersuchung von Augewässern:

Die **synchrone** Analyse vergleicht die Struktur und Funktion existierender Ökosysteme verschiedenen Typs und Alters (dauerhafte, tiefe Altwässer, temporäre Gewässer verschiedener Verlandungs- und Sukzessionsstadien u.s.w.) anhand von Pflanzen und Tiergemeinschaften (z. B. Cladoceren).

Die **diachrone** Analyse rekonstruiert die historische Entwicklung von Sukzessionsstadien, z. B. eines ehemaligen Mäanders seit seinem Abschnitt vom Fluß bis zur völligen Verlandung. Mit Hilfe von Bohrproben werden z. B. die Reste von Cladoceren im Sediment mit lebenden Cladoceren-Gemeinschaften verglichen. Auf diese Weise lassen sich natürliche und anthropogen bedingte Veränderungen erkennen und zukünftige Entwicklungen im Rahmen von Veränderungen im Flußsystem vorhersagen (AMOROS et al., 1987a: 17).

- Synthese, Vorhersagen über Sukzessionsabfolgen (AMOROS et al., 1987a: 31/32) und Empfehlungen zur Biotoppflege (BRAVARD et al., 1986: 104 ff);

Die Rhône ist v. a. unter Einbezug ihrer Auen neben Rhein (LAUTERBORN, 1916/18; CASPERS, 1980a/b; FRIEDRICH & MÜLLER, 1984; KINZELBACH, 1985a/b, 1987; u.v.m.), Donau (MITIS, 1938; GROHS, 1943; BOTNARIUC, 1967; LIEPOLD, 1967; ROTHSCHEIN, 1973; u.v.m.) und Wolga (BEHNING, 1928; MORDUKHAI-BOLTOVSKOI, 1979) einer der gründlichst untersuchten Flüsse Europas und bietet sich aufgrund geomorphologischer, flußgeschichtlicher und ökologischer Ähnlichkeit zum Vergleich mit Rhein und Donau an (CASTELLA, 1987, I: 17/II: 13 ff; BRAVARD et al. 1986: 93 ff). Eine Übersicht zur Ökologie europäischer Flüsse ohne Donau gibt WHITTON (1984).

1.2. Gewässercharakterisierung anhand von Wassermollusken

1.2.1. Eignung von Wassermollusken zur Gewässercharakteristik

Im Mittelpunkt dieser Arbeit stehen Wassermollusken (Mollusca). Mit rund 65 Schnecken- (Gastropoda) und 30 Muschel- (Bivalvia) arten im Gebiet der BRD besiedeln sie verschiedenste Gewässer (GLÖER et al., 1987: 8) und eignen sich aus vielen Gründen zu deren Charakterisierung (OAG, 1978: 18; JUNGBLUTH et al., 1986: 458; BLESS, 1980):

- Biologie, Ökologie, Systematik und Habitateansprüche sind durch BOYCOTT (1936), WESENBERG-LUND (1939), FRÖMMING (1956), LOZEK (1964) und zahlreiche Einzelpublikationen gut bekannt;
- gut bestimmbar anhand von Gehäuse und Schalen (GLÖER et al., 1987; ZEISSLER, 1971) – vgl. Abs. 2.1.2.;
- großräumige Verbreitung der einzelnen Arten gut bekannt (WILLMANN & PIEPER, 1978: 118-137); – vgl. Abs. 4.2.1.2.;
- ganzjährig anzutreffen, geringe Populationschwankungen, oft in hohen Individuenzahlen vertreten (erleichtert Sammeltätigkeit);
- kleines Minimumareal, feste Standorte, geringer Aktionsradius, genau abgegrenzte Biotope;
- wenig vagil – können sich verändernden Biotopbedingungen durch Abwanderung kaum entziehen;

7. sterben wegen „mangelnder ökologischer Valenz“ bei sich verschlechternder Lebensraumqualität aus – außer wenigen euryöken Arten mit hoher Anpassungsfähigkeit;
8. Mehrzahl der Arten stenök an enges Mikroklima gebunden;
9. sehr langsame Wiederbesiedler nach „Katastrophen“;
10. Gehäuse und Schalen bleiben nach dem Tod der Tiere lange Zeit erhalten, was – mit Einschränkungen – die Rekonstruktion früherer Besiedlung ermöglicht (s. Abs. 2.1.3.)
11. Sukzession und Ausfall durch Totfunde belegbar (Möglichkeit der diachronen Analyse im Sinne von AMOROS et al. (1987a: 29/30);
12. artenreich und lebensraumtypisch für Auen (GEPP et al., 1985: 249 ff), für synchrone Analyse der Gewässer im Sinne AMOROS' et al. (1987a: 29/30) geeignet;
13. artenarme, spezifische Bergbachfauna (ILLIES, 1961b: 31 ff; BRAUKMANN, 1984: 138-142);
14. der Vergleich mit früheren Aufsammlungen – sofern vorhanden – gibt Auskunft über Artenverschiebungen und -verarmung und damit über Veränderungen im Mikroklima.

Wassermollusken spielen eine wichtige Rolle als Sekundärproduzenten und Beute im Nahrungsnetz. Mit Detritus als dominierender Nahrungsgrundlage (REAVELL, 1980: 258) tragen Schnecken wesentlich zur Selbstreinigung der Gewässer bei; die Muscheln leisten hierzu einen erheblichen Beitrag durch ihre Filtrationsleistung (ENGELHARDT, 1985: 231). WHOTTON (1988: 177) betont die bedeutende Rolle aller benthischen Filtrierer im aquatischen Ökosystem als Vermittler zwischen dem im Wasser suspendierten Material und dem Substrat.

1.2.2. Standortfaktoren

Das Vorkommen von Wassermollusken ist von vielen Faktoren struktureller (z. B. Bodensubstrat, Pflanzenbesatz) und dynamischer (z. B. Temperatur, Nähr- und Schadstoffgehalt des Wassers, Nahrungsangebot, Strömung, Wasserstandsschwankungen, Häufigkeit und Dauer von Überflutung und Trockenheit und Grundwassereinfluß) Art abhängig. Hinzu kommen intra- und interspezifische Konkurrenz um Raum und Ressourcen und der Anpassungsgrad der einzelnen Arten an bestimmte Biotope (Selektionsvorteile).

Detaillierte Beschreibungen der Habitate und Biotopansprüche der einzelnen Arten geben BOYCOTT (1936), WESENBERG-LUND (1939), HUBENDICK (1947) und FRÖMMING (1956). WILBUR (1983) macht Angaben zur Ökophysiologie. KUIPER & WOLFF (1970) haben die Ökologie der meisten Pisidienarten untersucht, REAVELL (1980) die Ernährung von Wasserschnecken. Hinzu kommen zahlreiche Einzelpublikationen.

Als wichtigste Standortfaktoren für Wassermollusken haben sich Gesamthärte, pH und Makrophythenbesatz (ÖKLAND, 1983: 287) herausgestellt. Viel diskutiert werden der Bezug zu

Pflanzenbesatz (PIP & STEWART, 1976; PIP, 1978, LODGE, 1985) und Substrat (MEIER-BROOK, 1969; HARMAN, 1972; HINZ & SCHEIL, 1976).

1.2.3. Wassermolluskengesellschaften

Bisher war nur von den Ansprüchen der Einzelart an ihre Umwelt die Rede. Da es kaum möglich ist, die Lebensräume der einzelnen Arten im Gelände zu erfassen und zu analysieren – man müßte theoretisch so viele Einzelhabitate wie Wassermolluskenarten unterscheiden – wird nach wiederkehrenden Gemeinschaften größerer Gewässersysteme bzw. Gesellschaften stärker differenzierter „Untersysteme“ gesucht. Man geht davon aus, daß gemeinsam vorkommende Arten ähnliche Habitatsansprüche haben, bestimmte Gewässertypen charakterisieren und dabei die auf sie einwirkenden Standortfaktoren integrierend im Sinne des Bioindikatorbegriffs anzeigen: „Unter Indikator-Organismen oder Zeiger-Organismen werden solche Arten verstanden, deren Vorkommen oder Fehlen in einem bestimmten Biotop innerhalb gewisser Grenzen bestimmte Faktorenverhältnisse anzeigen (z. B. Bodenreaktion, Stickstoffreichtum, Feuchtigkeit, Wasserverschmutzung usw.). Der Wert des Anzeigens liegt in den dadurch gesparten Messungen, die sonst oft über lange Zeiträume durchgeführt werden müßten“ (SCHAEFER & TISCHLER, 1983: 121). Werden ganze Gesellschaften in ihrem Zeigerwert betrachtet, bestehen weniger Fehlermöglichkeiten als bei Einzelarten (PHILLIPSON, 1983: 122), der Ausfall bzw. das Fehlen einer Gesellschaft ist leichter interpretierbar als das einzelner Arten. Innerhalb der Gesellschaften gilt es, **Charakter-** bzw. **Leitarten** zu finden, um Biotope eindeutig zu differenzieren. Charakterarten sind an bestimmte Biotope gebunden und von hoher Dominanz (SCHWERDTFEGGER, 1975: 286), Leitarten kommen mit höchster Stetigkeit in Biotopen desselben Typs (SCHAEFER & TISCHLER, 1983: 150) vor, wobei sie nicht zu den häufigen Arten gehören müssen (SCHWERDTFEGGER, 1975: 286).

Ein weiterer Aspekt der Verwendung von Zeigerarten/-gesellschaften ist die **Verfolgung von Veränderungen im Biotop**: „Zeitliche und räumliche Veränderungen der Gewässereigenschaften spiegeln sich entsprechend in einem Wandel der Lebensgemeinschaft“ (MAUCH, 1986: 4). Auf diese Weise können **Sukzessionen im evolutiven Prozeß** erfaßt und u. U. vorhergesagt werden, im vorliegenden Fall z. B. die Verlandung von Augewässern, Auswirkungen von Flußstau oder Wasserverschmutzung auf die Biozönosen von Fluß und Aue (AUM, 1972; WEBER, 1973; NEUMANN, 1979; BLESS, 1980; HÜGIN, 1981; DISTER, 1983; MEINEL et al. 1985; KINZELBACH, 1987).

Je größer die Habitatbindung der beteiligten Arten, desto deutlicher lassen sich Wandlungen der Biozönose, ausgelöst durch Veränderungen des Mikroklimas (z. B. der Wasserqualität, der Periodizität der Wasserstandsschwankungen), verfolgen (HEBAUER, 1988). Längerfristig geben solche Beobachtungen Auskunft über klein- und

großräumige Artenverschiebungen aufgrund von Änderungen der Umweltqualität – natürlich und/oder anthropogen bedingt. HARMAN & FORNEY (1970: 459) berichten von explosiver Zunahme der aus Europa eingeschleppten Schleischnecke, *Bithynia tentaculata*, bei gleichzeitigem Erlöschen anderer Arten nach Verschlechterung der Wasserqualität im Oneida See (U. S. Bundesstaat New York) im Zeitraum von 50 Jahren.

Bei Mollusken lassen sich Sukzessionen, ähnlich wie mit Cladoceren-Resten (s. o.), anhand leerer Gehäuse und Schalen verfolgen und z. T. frühere Besiedlungen rekonstruieren – eine für viele Tiergruppen und angesichts der in jüngerer Zeit verstärkten Einwanderung aus anderen Faunen-gebieten (FITTKAU & REISS, 1983: 5) kaum zu bewältigende Aufgabe.

Die Erfassung von Wassermollusken steht in einer langen Tradition (z. B. GEYER, 1911, 1925; SCHERMER, 1931, 1932; STADLER, 1935), v. a. die der wirtschaftlich genutzten Perlmuschel, *Margaritifera* (z. B. GEIGER, 1637). Die Übertragung pflanzensoziologischer Methoden auf Mollusken und die Suche nach Gesellschaften hat HÄBLEIN (1938, 1954, 1960) konsequent verfolgt.

1.2.4. Charakterisierung von Augewässern

Zur Charakterisierung von Augewässern werden Wassermollusken als Bioindikatoren getestet. Auf diese Weise soll ein Beitrag zur **dynamischen Typisierung** von Augewässern und zum Verständnis der Flußentwicklung in der Aue geleistet werden, wie dies von CASTELLA et al. (1984: 219) und CASTELLA (1987, II: 133) im Rhône-System vorgestellt wird. Geprüft wird der typologische Wert von Wassermollusken in Bezug auf morphologische und hydrologische Typen von Augewässern und ihrem Alter. Verschiedene Augewässer sollen anhand ihrer Molluskenarten verschiedenen hydrologischen Zuständen und Verlandungsstadien zugeordnet werden. Dabei haben sich aquatische Mollusken neben anderen Makroinvertebraten (CASTELLA, 1987) und Pflanzen (ZAHLEHEIMER, 1979) besonders bewährt. RICHARDOT-COULET et al. (1987: 125) ordnen 5 Molluskengruppen 5 Augewässertypen zu:

Bathymophalus contortus und *Pisidium milium* zeigen Grundwasserversorgung an. Sie werden einerseits in dauerhaften Gewässern mit *Physa fontinalis*, andererseits mit *Pisidium obtusale* und *Galba (Stagnicola) corvus* in Temporärgewässern angetroffen. *Physa acuta*, *Ferrisia wautieri* und *Lymnaea (Radix) auricularia* zeigen Eutrophierung an. Die beiden Pisidien-Arten, *P. motessierianum* und *P. subtruncatum* var. *incrasata* sind typisch für Verbindungsgräben mit dem Hauptgerinne, die dem Oberflächenabfluß dienen.

Molluskengesellschaften geben somit Auskunft über Verlandungsgrad und Sukzessionsstadium ehemaliger Flußarme und über den Einfluß von Grundwasserströmen. Auf diese Weise kann auch die Abhängigkeit der verschiedenen Gewässertypen vom Hauptgerinne und der Verlandungsgrad eingeschätzt werden, der in Verbin-

dung mit Verschlammung beschleunigt und durch Grundwassereinfluß verlangsamt wird. Zunächst müssen die Hintergründe der einzelnen Phänomene erkannt werden, um dann den Einfluß des Menschen auf diese Systeme zu beurteilen. Erst dann können Prognosen über direkte oder meist indirekte Einflüsse zugelassen werden, die sich durch Veränderungen am Fluß und seiner Aue auf die Dynamik des Hydrosystems und damit auf die Biotope auswirken (RICHARDOT-COULET et al., 1987: 126). Dieser Versuchsansatz wird auf Augewässer des Donaoraums übertragen und getestet.

1.3. Lokale Problematik

1.3.1. Donaoraum Straubing

Die Donau östlich von Regensburg befindet sich in der Mäanderzone. Vor der „Mittelwasserkorrektion“ (ab 1837) und dem Bau von Hochwasserdämmen (ab 1920) konnte sie ihre gesamte Aue überschwemmen und ihr Flußbett großräumig verlegen (SCHREINER, 1987a: 11; ERTL, 1984: 220). Auf diese Weise wechselten Ortschaften, wie Öberau oder Sossau bei Straubing ihre Lage links und rechts der Donau, Dörfer wurden auf den die Aue begrenzenden Nieder- und Hochterrassen, z. B. Rinkam, oder auf hochwasserfreien „Buckeln“, z. B. Pittrich, angesiedelt (Abb. 1.1.). Der Fluß allein prägte die Landschaft: weite Auwälder und ausgedehnte Feuchtgebiete. Einen Eindruck vermittelt die Fotodokumentation von MERGENTHALER (ERTL & SCHREINER, 1987a: 91 ff). Nach Norden hin grenzt die ostbayerische Donaulandschaft an das Grundgebirge des Bayerischen Waldes, aus dem kühle, sauerstoffreiche Bergbäche ins Tal fließen. Nach Süden erstreckt sich die postglaziale Schotterebene.

Seit dem Bau von Hochwasserdämmen und der Teilung der Aue in einen rezenten (mit naturnaher Auedynamik) und einen fossilen, hochwasserfreien Bereich dringt der Mensch in die Aue vor und nutzt die besonders nährstoffreichen Böden. Vor allem in der fossilen Aue drückte die Intensivierung der Landwirtschaft mit all ihren modernen Bewirtschaftungsmethoden der Aue ihren Stempel auf: Auwaldrodung und Ackerbau bis an die Ufer der Gewässer, Nährstoffeintrag, diffuse Belastung durch Pestizide aller Art, Auffüllung und Trockenlegung von kleinen Feuchtflächen, Seigen und Senken. Nur größere Altwässer konnten bestehen. Dies führte zu einer Isolierung der verbleibenden Gewässer, denen ohnehin die Austausch- und Erneuerungswirkung der Hochwässer fehlt.

Heute ist ein neuer Eingriff in den Naturhaushalt der Donau und ihrer Restauen im Gange: der „Ausbau der Donau“ zur Großschiffahrtsstraße mit der Anlage von Stauhaltungen durch die Rhein-Main-Donau AG (BRANDES, 1984: 227). Beide führen zu tiefgreifenden Veränderungen des Hydrosystems und der dynamischen Standortfaktoren der Aue: in der rezenten durch den Wegfall der Flußdynamik, in der fossilen Aue durch die Reduzierung der Grundwasserschwankungen (SCHLEINER, 1985: 98). Parallel zum Ausbau findet in Form eines landschafts-

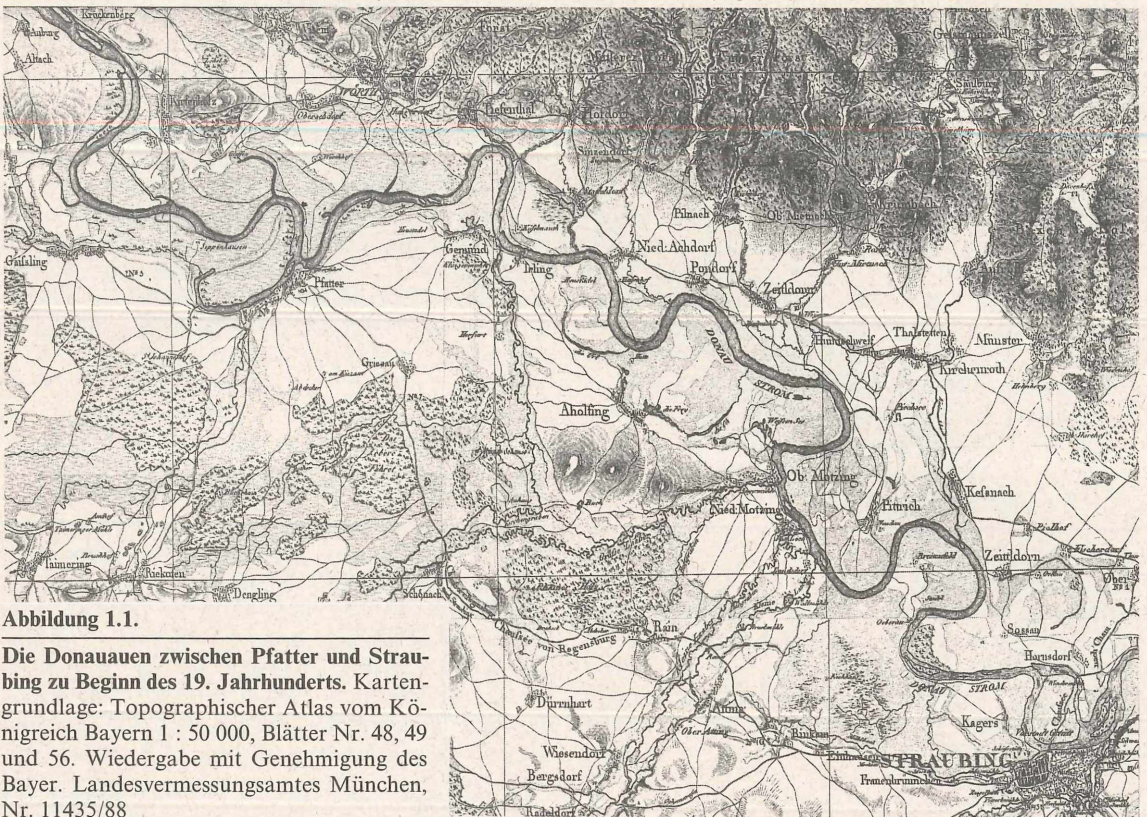


Abbildung 1.1.

Die Donauauen zwischen Pfatter und Straubing zu Beginn des 19. Jahrhunderts. Kartengrundlage: Topographischer Atlas vom Königreich Bayern 1 : 50 000, Blätter Nr. 48, 49 und 56. Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München, Nr. 11435/88

pflegerischen Begleitplans eine „Neuordnung“ der Landschaft statt. Eine ausführliche Darstellung der Zukunft der ostbayerischen Donaulandschaft aus ökologischer und wasserbaulicher Sicht gibt Heft 5/85 (1987) der „Laufener Seminarbeiträge“. Die Kritik am Kanalbau fassen BROLL & STEPHAN (1988: 98 ff) zusammen.

Angesichts der aufgezeigten Problematik steht der Ökologe/Limnologe vor zwei Fragenkomplexen:

1. Wie sind die Lebensräume in dieser Landschaft charakterisiert, welche Wechselwirkungen, Einflüsse prägen die Lebensgemeinschaften der Aue? Werden die Artengemeinschaften nach dem Aufstau in ihrer natürlichen Ausprägung und Zusammensetzung erhalten bleiben oder kommt es aufgrund der Änderung von Standortfaktoren zu erheblichen Artenverschiebungen?
2. Wie sind die gegebenen Biotope zu bewerten? Welche verdienen uneingeschränkter Schutz, wie können gestörte Biotope gefördert werden?

1.3.2. Wassermollusken im Donaoraum Straubing

Die oben gestellten Fragen sollten durch eine Neubearbeitung der Wassermolluskenfauna im Donaoraum Straubing beantwortet werden. Im Untersuchungsgebiet konnten bisher durch HESSLING (1859), MODELL (1965), HÄBLEIN (1966), BAUER & ZWÖLFER (1979), OAG (1978: 18 ff), JUNGBLUTH et al. (1986: 457 ff) und SIEBECK & FOECKLER (1986) 59 Wassermolluskenarten aus 9 verschiedenen Ver-

breitungsgebieten nachgewiesen werden. HESSLING (1859), BAUER & ZWÖLFER (1979) und FOECKLER (1990) behandeln das Vorkommen von *Margaritifera margaritifera* im Gebiet. MODELL (1965) dokumentiert die Verbreitung der Najaden in der oberen Donau. HÄBLEIN (1966) hat im Gebiet 8 Probestellen untersucht, die OAG (1978) wenige um Straubing. „Der größte Teil des Untersuchungsgebiets war also malakologisches Neuland“ (JUNGBLUTH et al., 1986: 467). HÄBLEIN (1966: 85-107) unterscheidet im Bayerischen Wald und dem angrenzenden Donaual 7 Wassermolluskengesellschaften, im Donaoraum Straubing findet er vier:

1. „Die *Bythinella austriaca cylindrica*-Gesellschaft von Bitterschaumkrautfluren der Quellausflüsse“ – eine auf Quellaustritte konzentrierte Zweiartengesellschaft mit Übergängen zur Interstitialfauna (HÄBLEIN, 1966: 86).
2. „Die *Theodoxus transversalis-danubialis*-Gesellschaft der Donau“ – Sie ist die charakteristische Molluskengesellschaft der Donau, von welcher HÄBLEIN (1966: 89) schon 1963-66 keine Lebendnachweise der namensgebenden Arten machen konnte.
3. „Die *Viviparus contectus-Anodonta cygnea*-Gesellschaft der Donaualtwasser“ – sie ist typisch für nährstoffreiche, weierartige Stillgewässer (HÄBLEIN, 1966: 102);
4. „Die *Valvata pulchella*-Gesellschaft von Sümpfen der Donauniederung“ – sie stellt die charakteristische Gesellschaft der Sümpfe des Donaualtales dar (HÄBLEIN, 1966: 106).

Zunächst wird der in Abs. 1.2.4. vorgestellte Ansatz zur Charakterisierung von Augewässern auf

die von SIEBECK & FOECKLER (1986) aufgenommenen Wassermollusken übertragen und mit Aufsammlungen von HÄBLEIN (1966) verglichen. Die Tiere stammen aus 99 Augewässern des Donauabschnitts Pfatter-Straubing und 5 Bergbächen aus dem nördlich angrenzenden Bayerischen Wald. Mitbearbeitet werden 21 Wassermolluskenaufnahmen von JUNG-BLUTH et al. (1986).

Es gilt folgende Fragen zu behandeln:

Welche Arten kommen vor? Kommen gegenüber HÄBLEIN (1966) neue hinzu, fehlen welche? Welche Arten sind allgemein verbreitet? Wie groß ist der Anteil seltener Arten, handelt es sich um Arten der Roten Liste (FALKNER, 1990)? Aus welchen Faunenelementen stammen sie? Wie groß ist der pontisch-dinarische Einfluß? Findet man noch Restpopulationen der danubischen Arten *Theodoxus transversalis* und *Viviparus acerosus*, „Gebänderte Kahn-schnecke“ und „Donau-Sumpfdeckelschnecke“ (beide endemisch auf die Donau beschränkte Arten)? Laut OAG (1986: 466) sind diese Arten im Donaauraum Straubing nicht mehr nachweisbar. Leben sie in anderen Abschnitten der Donau? Findet man die gleichen Vergesellschaftungen wie HÄBLEIN (1966)? Haben sich Wandlungen in den Gesellschaftsstrukturen vollzogen? Werden weitere Assoziationen festgestellt? Lassen sie sich zur Charakterisierung und Typologisierung der Augewässer heranziehen? Lebt in den Bergbächen dieses Raums die von HÄBLEIN (1966: 97) im Bayerischen Wald festgestellte Margaritifera-Gesellschaft kalkarmer, wassersterner Gebirgsbäche?

Welche Arten können als Charakter- oder Leitarten der Gesellschaften angesprochen werden, welche als Begleitarten?

Nach Analyse des Artenbestands und der Suche nach Vergesellschaftungen wird nach Standortfaktoren gesucht, die für das Vorkommen und die Verbreitung der einzelnen Gesellschaften verantwortlich sind (Leitfaktoren). Können Prognosen über die Auswirkungen der hydrologischen Veränderungen durch Aufstau der Donau auf einzelne Arten/Artengesellschaften gemacht werden? Welche Rolle spielt die Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft?

Der Donauabschnitt Regensburg-Pleintling ist eines der biologisch bestuntersuchten Auengebiete Bayerns (SCHREINER, im Druck). Es liegen umfangreiche Bestandsaufnahmen der Fische (STEIN, 1985; BALON et al., 1986), der Vögel (SCHREINER, 1975; OAG, 1978) und der Kiesbankfauna (PLACHTER, 1986) vor. Die flächendeckende Biotop- und Vegetationskartierung und Erfassung von 12 Tiergruppen durch die OAG (1986), die vegetationskundlichen (ZAHLEHEIMER, 1979), geologischen (LEGER, 1965; BUCH, 1980; BUCH & HEINE, 1988) und hydrogeologischen (SCHLEINER, 1985) Bearbeitungen liefern wertvolle Grundlagen für weitere Untersuchungen in diesem Raum.

1.3.3. Bewertung von Augewässern

Ergebnisse, die bisher im Rahmen der Betrachtungen verarbeitet werden, können und müssen

zunächst ökologisch wertfrei bearbeitet werden. Der Ökologe wird aber durch

1. weitere Eingriffe in diesem Gebiet und
2. die Absicht, Beeinträchtigungen soweit wie möglich in Grenzen zu halten, mit der Frage konfrontiert, welche Biotope unbedingt erhalten werden müssen, welche Gestaltungsmaßnahmen sich anbieten und ob Ausgleichs- bzw. Ersatzmaßnahmen möglich sind. Dieser Aufgabenstellung muß eine Bewertung vorausgehen.

Die Bewertung der untersuchten Augewässer findet unter der Prämisse statt, daß die geplanten „Ausbau-“ und Staumaßnahmen unabwendbar sind. Sie erfolgt aufgrund der unterschiedlichen Funktionen der Aue, die in Abs. 1.1.2. erläutert worden sind.

Der Fortbestand der zu bewertenden Augewässer des Donaauraums Straubing hängt von zwei Faktorenkomplexen ab. Wie in Abs. 1.3.1. erläutert, werden einerseits die hydrologischen Standortfaktoren des Flusses und der Aue stark verändert, andererseits hat die intensive Landwirtschaft zu einer starken Isolierung der Gewässer, v. a. in der fossilen Aue, geführt. Es sind mit „Inseln“ vergleichbare Habitats (MADER, 1980: 92) entstanden. Laut der „Inseltheorie“ von MACARTHUR & WILSON (1967) herrscht auf „Inseln“ ein dynamisches Gleichgewicht zwischen dem Erlöschen vorhandener und dem Zuwandern neuer Arten, wobei im allgemeinen davon ausgegangen wird, daß eine Verdoppelung der Artenzahl eine Verzehnfachung der Inselfläche erforderlich macht (MADER, 1980: 93). Die Übertragung dieser Theorie auf „Inseln“ in der Agrarlandschaft zeigt, daß Flächenverkleinerungen und die unvermeidbaren negativen Randeffekte zu Artenverlusten führen (MADER, 1980: 95; MÜHLENBERG & WERRES, 1983: 44).

Geht man davon aus, daß eine große „Insel“, mit der höchsten Diversität, der naturnahen Situation am ähnlichsten ist, so kann man z. B. auf der Basis der Diversität eine Rangordnung aufstellen. Die Aufstellung einer Rangordnung impliziert, daß auch die Entwicklungsmöglichkeiten nach den Baumaßnahmen mit berücksichtigt werden müssen. Es ist zu prüfen, welche der am ehesten aufgebbaren Biotope durch Anbindung an benachbarte intakte Biotope in ihrer Entwicklung erheblich gefördert werden können, sodaß ihrem Erhalt auch bei zunächst ungünstiger Bewertung der Vorrang gegeben werden muß. Dazu ist es notwendig, das Umfeld in seinen relevanten Eigenschaften zu kennen. Im Anschluß daran kann eine Bewertung vorgenommen werden. Diese wiederum muß „ein hohes Maß an Transparenz und Nachvollziehbarkeit“ (AMMER & SAUTER, 1981: 100) besitzen. Mit diesem Ziel wird im Anschluß an die ökologische Charakterisierung der Augewässer anhand der limnischen Mollusken ein Bewertungssystem erarbeitet. Die Gewässer werden in 3 Bewertungsgruppen eingeteilt. Anschließend wird die „Güte“ des Systems geprüft – v. a. daraufhin, ob die auf diese Weise bewerteten Gewässer mit ihren Eigenschaften den Kriterien der 3 von SIEBECK & FOECKLER (1986: 235) verwendeten

Kategorien (Abs. 4.4.) entsprechen (s. auch RITTER, 1985: 74 ff). Die Gewässer von 3 Bewertungsgruppen werden anhand von Standortfaktoren (Gewässerfläche, Wasserchemie, u. a., Tab. 2.5. und Tab. 2.6.) und biotischen Faktoren (Artenzahl, Diversität, Evenness, Anzahl Wasserpflanzen u. a., Abs. 2.1.4.3. und Abs. 2.2.2.) miteinander verglichen.

Aufgrund der Bewertung werden Vorschläge gemacht, welche Gewässer auf Grund ihrer Artenzusammensetzung und ihrer Lage bevorzugt unter Schutz zu stellen sind, entsprechend den Anforderungen des Natur- und Artenschutzes, „den Gesamtbestand an wildlebenden Tier- und Pflanzenarten innerhalb ihres natürlichen Areals in ihrer gegebenen Vielfalt so zu erhalten und zu fördern, daß die Evolution der Arten gesichert bleibt“ (ANL, 1984: 10). Ohne Sicherung der natürlichen Standortfaktoren ist dies aber nicht realisierbar (Abs. 4.6.3.2.).

Vergleichbare Ansätze gibt es wenige. BAUER (1974) stellt eine aus der in der Sozioökonomie verwendeten „Nutzwertanalyse“ abgeleitete „ökologische Wertanalyse“ vor. Hier wird die Flußaue aufgrund einer Vielzahl hydrologischer, geomorphologischer, vegetationskundlicher und faunistischer Daten, die – nach ihrer Bedeutung gewichtet und auf eine Erfüllungsskala übertragen – eine Wertsynthese ergeben. AMMER & SAUTER (1981: 124) verknüpfen die Indikatoren: Vegetation, Flußdynamik und „pflanzenverfügbares Wasserangebot“ zum Biotopwert, der zur Beurteilung der Schutzwürdigkeit durch weitere Komponenten wie: Bedeutung für Mensch, Flora und Fauna ergänzt wird. Sie fordern zu Recht „stets eine Präzisierung der allgemein definierten Bewertungsschlüssel nach den örtlichen Gegebenheiten, (= natürliche Standortfaktoren) als Voraussetzung einer sachlichen Diskussion (AMMER & SAUTER, 1981: 128). REHFELDT (1984: 173) führt zuerst eine multivariat statistisch ausgewertete ökologische Charakterisierung anhand von Wasserpflanzen, Eintags- und Steinfliegen, Libellen, Fische und Vögel in der Aue durch, um dann als Bewertungskriterium für Auen das Vorkommen stenöcker Charakterarten einzelner Landschaftsteile zu verwenden. Der Arbeitskreis LÖLF (1985) stellt ein umfangreiches Konzept zur biologischen Vollanalyse von Fließgewässern unter Berücksichtigung der Physiographie, Geomorphologie, Flora und Fauna mit anschließender Bewertung vor. Einen völlig anderen Ansatz stellt SMARDON (1983) vor: Es wird die Möglichkeit diskutiert, Feuchtgebiete aller Art (Wetlands) anhand verschiedener Landschaftselemente und ihrer Wirkung auf den Betrachter „visuell-kulturell“ zu bewerten.

2. In Abschnitt 4.1. werden die Gewässer bezüglich ihrer Lage und chemisch/physikalischen Eigenschaften charakterisiert.
3. In Abschnitt 4.2. werden die vorgefundenen Wassermolluskenarten bezüglich ihres Gefährdungsgrads, Verbreitungstyps, der ökologischen Valenz, des Ernährungstyps, sowie der Häufigkeit und Verteilung auf die rezente bzw. fossile Aue und auf Bergbäche inventarisiert.
4. In Abschnitt 4.3. wird nach wiederkehrenden Artengesellschaften gesucht, die Gewässer mit den in ihnen lebenden Wassermollusken gruppiert und typisiert, Charakter- bzw. Leitarten der einzelnen Gewässertypen bestimmt. Die Einzelergebnisse werden mit den Befunden von HÄBLEIN (1966) verglichen und diskutiert.
5. In Abschnitt 4.4. werden ein Bewertungssystem erarbeitet und die Gewässer drei Bewertungsgruppen zugeteilt.
6. In Abschnitt 4.5. wird nach Standortfaktoren gesucht, die zwischen den Gewässergruppen der einzelnen Wassermolluskengesellschaften der Aue und der 3 Bewertungsgruppen unterscheiden. Zu jedem Ansatz werden ökologische Modelle (Diskriminanzfunktionen) entwickelt.
7. In Abschnitt 4.6. werden die Ergebnisse zusammengefaßt. Besondere Beachtung finden die Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren charakteristischer Standortfaktoren. Anhand der Rekonstruktion von Sukzessionsabläufen werden zum Fortbestand der Wassermolluskengesellschaften in Anbetracht der geplanten Änderungen im Hydrosystem der Flußaue und der Belastung durch die Landwirtschaft Prognosen erstellt. Anschließend werden die für den Erhalt der typischen Artengemeinschaften der Aue wertvollsten Gewässer vorgestellt und Gestaltungsmöglichkeiten besprochen.
8. In Abschnitt 5. werden die verwendeten Methoden, die Eignung von Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren und das Bewertungssystem zur Diskussion gestellt. Zuletzt werden Perspektiven zur Erforschung von Auen und zur Anwendung des Bewertungssystems aufgezeigt.
9. In Abschnitt 8.1. werden im Rahmen der systematischen Liste aller vorgefundenen Arten zur Ökologie und Verbreitung einer jeden Art kurze Angaben gemacht. Anschließend ist in Abs. 8.2. die Verbreitung aller Arten in Karten dargestellt. In Abs. 8.3. sind alle Abkürzungen aufgelistet.

Das Vorgehen ist in Abb. 1.2. schematisch angedeutet.

1.4. Fragestellungen und Vorgehensweise

Fragen und Ziele der einzelnen Abschnitte sind:

1. Nach Darstellung der Methodik (Abs. 2.) werden im 3. Abschnitt Geologie und Hydrologie des Naturraums vorgestellt und eine erste Typisierung der untersuchten Gewässer vorgenommen.

2. Methodik

2.1. Wassermollusken

2.1.1. Substratspezifische Wassermolluskensammlung

Die Freilanduntersuchungen fanden in der Zeit vom 2. Mai 1984 bis 29. November 1985 statt

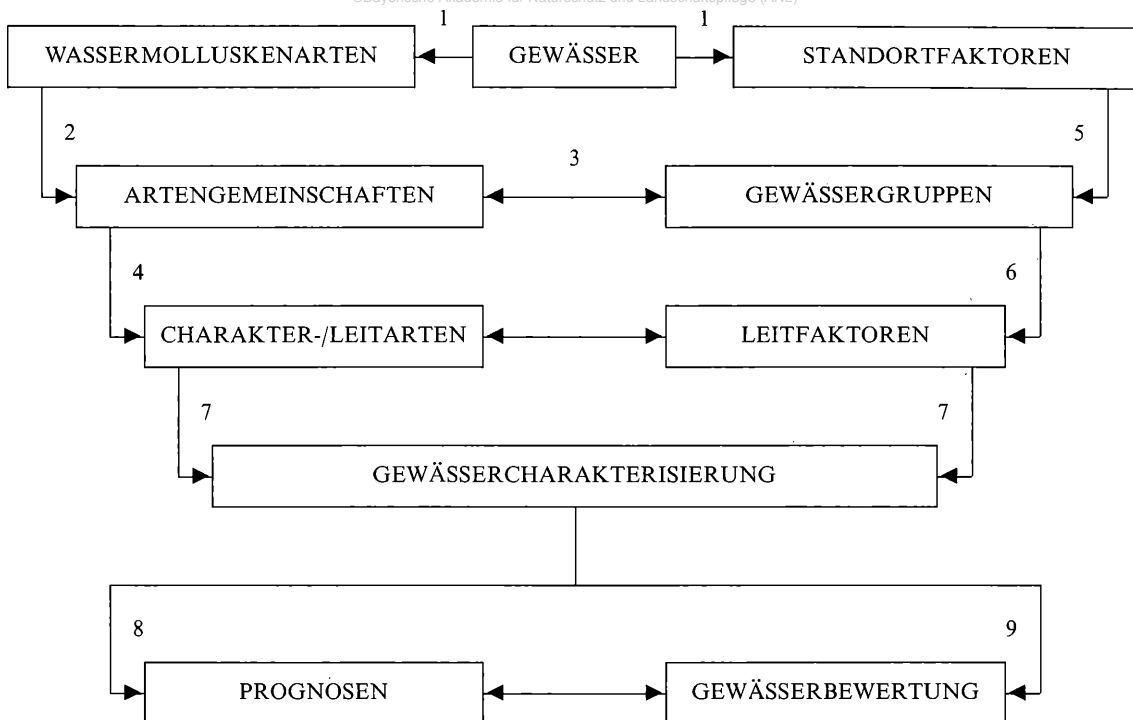


Abbildung 1.2.

Schema zur Charakterisierung und Bewertung von Augewässern. Die Zahlen geben in etwa die Reihenfolge des Ablaufs wieder.

(ausgenommen die Wintermonate 1984/85). Da das Ziel der vorliegenden Arbeit zuerst die qualitative Erfassung des Artenspektrums eines großen Gebietes mit vielen unterschiedlichen Einzelhabitaten und zum zweiten die Suche nach wenigen, wiederkehrenden, die natürlichen Biotope charakterisierenden Artengemeinschaften war, kam nur eine einfache Sammelmethode mit halbquantitativer Abundanzschätzung in Frage. Die Bestandsaufnahmen des Wassermolluskenbesatzes der einzelnen Gewässer erfolgte **substratspezifisch**; pro Substrat wurde – je nach Besiedlungsdichte – eine Fläche von etwa 0.1 – 1 m² durch Handsieb (Maschenweite 1mm) und Käsher (Maschenweite 0.5 mm) am 1.8 m langen Stiel (für tiefere, unzugängliche Bereiche) erfaßt. Die Untersuchung der Gewässer erfolgte in Abhängigkeit von ihrer **Strukturvielfalt** (Bewuchs, Substrat, Strömungsverhältnisse, u. a.) nur in der Uferregion. Tab. 2.1. listet die **Substrate** auf. In 104 Gewässern des Untersuchungsgebietes wurden 512 Proben genommen, **durchschnittlich** 5 unterscheidbare Substrate pro Gewässer, in strukturreichen Gewässern (Mehrzahl der Fälle) mehr als in strukturarmen. D. h., wurden mehrere der in Tab. 2.1. genannten Substrate in einem Gewässer vorgefunden (z. B. verschiedene Wasserpflanzen, -gesellschaften oder verschiedene Bodensubstrate: Fein- und Grobkies neben Sand und Steinen oder Bereiche mit verschiedenen Strömungsverhältnissen in Bächen: z. B. stark umströmte Steine und Kiese in der Stromsohle, Faulschlamm in ruhigen Buchten u. ä.), so wurden diese gleichberechtigt nach Mollusken abgesucht. Wies ein Gewässer dagegen eine sehr gleichförmige Strukturierung auf (z. B. nur erdiger Schlamm ohne Pflanzenbewuchs oder völ-

Tabelle 2.1.

Bei den Wassermolluskensammlungen unterschiedene Substrate

Wasserpflanzen: entweder einzeln, in Polstern flutend, oder in nicht trennbaren Gruppen stehend; zunächst als Artenliste mit Dominanzangaben zur späteren Zuordnung (Abs. 2.2.2.) zu Pflanzengesellschaften (vgl. Abs. 3.5.) vermerkt;

Bodensubstrat: unterschieden nach den in Abs. 3.6. beschriebenen Typen:

1. erdiger Schlamm (mineralisch mit untergeordnetem organischen Anteil)
2. Faulschlamm (schwarzer, anaerober Detritus)
3. Steine: a) Blöcke (z. B. Donauufer)
b) faustgroß (glatt, rau, schlammüberzogen)
4. Kies: a) fein (mit/ohne Sand oder Schlamm)
b) grob
5. Sand

lige Auskleidung mit der gleichen Pflanze, z. B. *Callitriche sp.*, wurden dementsprechend wenige Proben genommen.

Untergetaucht lebende Pflanzen wurden abgeschnitten und ausgewaschen, im Wasser stehende Pflanzen mehrfach durchgestreift. Große Steine wurden im Wasser gründlich abgerieben, die Tiere in der Strömung mit dem Netz aufgefangen, greifbare Steine außerhalb des Wassers abgelesen. Das Bodensubstrat wurde mit einem boden- und deckellosen Aluminiumkasten auf einer Fläche von 962 cm² abgesteckt und mit 3 vollen Handsieben die oberste Deckschicht entnommen (möglichst 5 Einzelproben pro Substrat).

In einer weißen Plastikschaale (31 × 41 cm) erfolgte die sofortige Auszählung der unterscheidbaren Taxa bzw. die Schätzung der Abundanz. Eine ihrer Häufigkeit entsprechende Anzahl Individuen wurde für die spätere Bestimmung in Äthanol (70%ig) konserviert. Mitgesammelt wurden immer leere Gehäuse und Schalen zur Rekonstruktion der früheren Besiedlung (vgl. Abs. 2.1.3.).

2.1.2. Bestimmung

Die Tiere wurden sortiert und soweit möglich nach GLÖER et al. (1987) bestimmt. Um eine möglichst hohe Aussagekraft der biozönotischen, typologischen Ergebnisse zu erreichen, wurden alle – mit Ausnahme unverwechselbarer Tiere – von G. FALKNER (Hörkofen) revidiert bzw. bestimmt. Die schwierige Determination einiger Pisidien haben C. MEIER-BROOK und M. ADLER (Universität Tübingen) übernommen. Nomenklatur und Systematik folgen FALKNER (1990) und GLÖER et al. (1987). Die systematisch/taxonomische Liste der festgestellten Arten mit einem Kurzkomentar zum Vorkommen und zur Autökologie befindet sich vor deren Verbreitungskarten (s. Abs. 2.1.6. bzw. Abs. 8.1. und Abs. 8.2.).

2.1.3. Totnachweise, Subfossilität

Molluskengehäuse und -klappen bleiben nach dem Tod der Tiere über lange Zeit erhalten. Die

Verwitterungsdauer ist vom Chemismus des Wassers und vom mechanischen Abrieb der Umgebung abhängig. Trotzdem geben sie Informationen über die frühere Besiedlung. Nicht übersehen werden darf, daß Gehäuse und Schalen verdriften. Hinzu kommt die Verschleppung von Großmuscheln durch die – verbotene -Verwendung als Angelköder. Nach FALKNER (persönliche Mitteilung) gibt es bei der Bestimmung von leeren Gehäusen und Schalen folgende Erhaltungszustände: lebendfrisch, verwittert und subfossil. Somit ist es mit Einschränkung möglich, zwischen Totfunden mit Verdacht auf Lebendvorkommen und erloschenem Vorkommen zu unterscheiden. Diese Beurteilung fand mit Rücksprache statt bzw. ist z. T. aus JUNGBLUTH et al. (1986: Anhang: I-XXII) und in die Abbildungen 4.1. – 4.59. eingearbeitet (s. Abs. 2.1.6.).

2.1.4. Artbezogene Parameter

2.1.4.1. Artenformel und Faunistik

Zur Orientierung über die Eigenschaften jeder Art wird ihr in den Tabellen zur Vergesellschaftung (Abs. 4.) eine „Artenformel“ beigegeben. In der in Tab. 2.2. gezeigten Reihenfolge können die wichtigsten Eigenschaften abgelesen werden. Die Zuordnungen (s. Abkürzungen in Tab. 2.2., in der Reihenfolge ihrer Verwendung definiert) entstammen den genannten Autoren bzw. der

Tabelle 2.2

Definition der „Artenformel“ mit Eigenschaften der Arten

Artenformel: GWT S G E H R F B Stelle: 1–3 4 5 6 7 8 9 10 z. B.: <i>Theodoxus danubialis</i> : F-- S 0 A T 1 - -	
Stelle 1–3 = GWT: bevorzugter Gewässertyp (FALKNER, 1990)	
F = Fließgewässer	A = aperiodische Gewässer
Q = Quellen	P = periodische Gewässer
I = Interstitialgewässer	T = Temporärgewässer
Stelle 4 = S: bevorzugtes Substrat (HÄBLEIN, 1966)	
S = Steine	B = Boden
	P = Wasserpflanzen
Stelle 5 = G: Gefährdungsgrad – Rote Liste (FALKNER, 1990)	
0 = ausgestorben	1 = vom Aussterben bedroht
2 = stark gefährdet	3 = gefährdet
4 = potentiell gefährdet	- = nicht eingestuft
Stelle 6 = E: Ernährungstyp (FRÖMMING, 1956)	
A = Aufwuchs	D = Detritus
H = herbivor	O = omnivor
F = Filtrierer	A, D, H und O = Weidegänger
Stelle 7 = H: Häufigkeit im Untersuchungsgebiet	
A = allgemein verbreitet	H = häufig
R = rar	S = selten
T = Totfund	0 = kein Nachweis seit HÄBLEIN (1966)
Stelle 8 = R: Anzahl Vorkommen in der rezenten Aue (L ≥ 10)	
Stelle 9 = F: " " in der fossilen Aue "	
Stelle 10 = B: " " in den Bergbächen (maximal 5)	

Tab. 4.2.1. (Häufigkeit im Untersuchungsgebiet). Die einzelnen Eigenschaften werden in Abs. 4.2. besprochen.

Der **Verbreitungstyp** gibt Auskunft über Herkunft und Wanderaktivität (**Faunistik**) einzelner Arten. Die Typisierung entstammt LOZEK (1964) und FALKNER (1990) und wird in Abs. 4.2.1.2. für den Donauroum Straubing behandelt.

2.1.4.2. Wassermolluskengesellschaften

In Abs. 4.3. werden anhand der in den Gewässern festgestellten Abundanzen mit Hilfe der Clusteranalyse (Abs. 2.3.1.) Artengemeinschaften und durch sie gekennzeichnete Gewässergruppen gesucht. Anschließend werden mit den Kriterien Stetigkeit, Konstanzklasse und dem prozentualen Vorkommen der Arten in den einzelnen Gewässergruppen Charakterarten und Leitformen bestimmt.

1. Abundanz

Die halbquantitative Abundanzschätzung der erkennbaren Arten wurde im Gelände vorgenommen, die der nachträglich bestimmten anhand der Zahl fixierter Individuen und Aufzeichnungen aus dem Sammelprotokoll. Die geschätzte Abundanz wurde nach dem in Tab. 2.3. dargestellten Schema eingeteilt. Spalte 3 zeigt die für die Diversitätsberechnung einheitlich verwendeten Individuenzahlen. Es fehlen die Einstufungen 5 bis 7 (61 bis über 150 Tiere), da für die behandelten Mollusken die Skala 1 – 4 ausreicht.

Tabelle 2.3.

Abundanz- und Individueneinteilung der Tierproben

h = Abundanz	n Ind.	n H _s
1 = vereinzelt	≤ 2	1
2 = wenig	3 – 10	10
3 = häufig	11 – 30	30
4 = sehr häufig	31 – 60	60

n Ind. = Individuenzahl
n H_s = n Ind. für Diversität

Bei der Einschätzung wurde in geringem Umfang die Größe der Tiere berücksichtigt, z. B. bei *Lymnaea stagnalis* und *Planorbarius corneus*, die beide beträchtliche Größen erreichen (ca. 6 cm Höhe bzw. 3 cm Durchmesser). Ein Vorkommen von 10 Individuen dieser Arten auf engem Raum (1 m²) wurde schon als häufig (3) eingestuft. Zur Abundanzschätzung des Vorkommens der Arten in den einzelnen Gewässern wurden alle Probenahmen im Gewässer gemittelt. Diese Zahlen stellen die Grundlage der Ähnlichkeitsberechnungen und Clusteranalysen (Abs. 2.3.1.) dar.

2. Stetigkeit, Konstanzklasse und prozentuales Vorkommen

Folgende Parameter dienen als Entscheidungskriterien zur Auffindung von Charakterarten und Leitformen innerhalb der festgestellten Artengesellschaften bzw. Gewässergruppen, unabhängig von der Abundanz (s. o.):

Die **Stetigkeit (C%)** beschreibt die relative Häufigkeit einer Art in einer Gewässergruppe, ohne Berücksichtigung ihres Auftretens in anderen Gruppen (SCAMONI, 1963: 40). Sie wird berechnet als

$$C = 100 \times a/b (\%);$$

a = Anzahl der Vorkommen innerhalb der Gewässergruppe;

b = Gesamtzahl der Gewässer innerhalb der Gruppe;

In Abs. 4.2. wird die Stetigkeit als **prozentuale Gesamthäufigkeit (%GH)** der Arten in allen untersuchten Gewässern angegeben. Sie unterteilt die Arten verändert nach SCHWERDTFEGER (1975: 280) in Häufigkeits- (Dominanz-) klassen (s. Tab. 4.2.8. und Abb. 4.2.1.).

Tabelle 2.4.

Einteilung der Stetigkeit in Konstanzklassen nach SCAMONI (1963: 40)

Konstanzklasse	Stetigkeit (C%)
5	> 80 – 100%
4	< 80 – 60%
3	< 60 – 40%
2	< 40 – 20%
1	< 20 – 0%
0	nicht vorhanden

Konstanzklassen (Kk) vereinfachen die Beurteilung von Stetigkeiten und werden in Klassen angegeben (SCAMONI, 1963: 40/41) (Tab. 2.4.). Arten mit hoher Stetigkeit oder Konstanzklasse (> 60%) gehören zur charakteristischen Artenkombination einer Gesellschaft (BRAUN-BLANQUET, 1964).

Das **prozentuale Vorkommen (%Vk)** einer Art in einer Gewässergruppe gibt Auskunft über die Stärke ihrer Beziehung zur Gruppe im Vergleich zu anderen Gruppen. Es wird berechnet als:

$$\%Vk = 100 \times a/y;$$

a = Anzahl der Vorkommen innerhalb einer Gewässergruppe;

y = Anzahl der Gesamtvorkommen in den Gewässern aller Gruppen.

Ist %Vk in einer Gewässergruppe groß, ist es in den anderen klein – das Vorkommen der Art ist auf diese Gewässergruppe konzentriert.

3. Charakter-, Leit- und Begleitarten

Charakterarten kommen in einem größeren Gebiet ganz oder vorzugsweise in einem bestimmten Gewässertyp vor (SCHAEFER & TISCHLER, 1983: 58) und sind zugleich von hoher Dominanz (SCHWERDTFEGER, 1975: 286).

Als Kriterien dienen:

1. hohe Stetigkeit (C%) in einer Gewässergruppe,
2. hohe Konstanzklasse (Kk) in einer Gewässergruppe,
3. hohes prozentuales Gesamtvorkommen (%Vk) in einer Gruppe.

Als **Leitarten** (-formen) werden solche Arten bezeichnet, die mit höchster Stetigkeit in verschied-

denen Gewässern desselben Typs (SCHAEFER & TISCHLER, 1983: 150) auftreten, wobei sie nicht zu den häufigen Arten gehören müssen (SCHWERDTFEGGER, 1975: 286). Laut OSCHE (1978: 30) handelt es sich meist um stenöke Arten.

Die Erklärung zur Leitart richtet sich nach folgenden Kriterien: bedeutend größere Stetigkeit als in anderen Gruppen, hohes prozentuales Gesamtvorkommen (%Vk) in einer Gruppe und/oder alleiniges, aber mehrmaliges Vorkommen in einer Gewässergruppe.

Begleitarten kommen in mehreren Gewässertypen vor. Es kann sich um allgemein verbreitete (s. u.), häufige, rare oder seltene Arten handeln, die zu keinem Gewässertyp eine eindeutige Beziehung zeigen.

Arten allgemeiner Verbreitung (> 33% aller Gewässer) scheiden aus den differenzierten Assoziationsanalysen aus (Abs. 4.3.1.). Sie sind meist in mehreren Gewässergruppen (-typen) mit hoher Stetigkeit anzutreffen und kommen als Charakterarten nicht, bestenfalls als Begleitarten (s. o.) in Frage. Sie sind u. U. für den Gesamtlebensraum (Donautal) typisch, können die Gewässer aber nicht weiter differenzieren.

2.1.4.3. Charakterisierung und Bewertung von Gewässergruppen

Die bisher angeführten artbezogenen Parameter dienen der Beurteilung limnischer Molluskengesellschaften (Abs. 4.3.), die nachfolgenden zur Charakterisierung und Bewertung der gebildeten Gewässergruppen (Abs. 4.5.).

1. Anzahl lebender Arten (nL)

Die Anzahl der in einem Gewässer lebend nachgewiesenen Arten kann einen Eindruck über die Artenmächtigkeit des betreffenden Gewässers bzw. Gewässertyps vermitteln und als Maß für dessen Artenvielfalt dienen – in Beziehung zum Naturraum (FELDMANN, 1978) und zur möglichen Artenkombination der untersuchten Gewässertypen (SCHLÜPMANN, 1988: 156).

2. Diversität (H_S)

Die Diversität nach SHANNON-WEAVER ist eine Möglichkeit der Strukturanalyse von Artengemeinschaften. Sie dient als Maß für die Artenvielfalt oder -mannigfaltigkeit und deren Veränderungen, wobei sie Aussagen über die Verteilung der Individuen einer Gemeinschaft auf die in ihr lebenden Arten zulässt. Artenreiche Gemeinschaften haben in der Regel hohe, artenarme niedrige H_S -indizes. Viele Ökosysteme sind von Natur aus artenarm und somit von niedriger H_S . Im Gegensatz zur Artenzahl gehen die Abundanzen der beteiligten Arten mit in die Berechnung ein. Hierzu wurden die in Tab. 2.3. definierten Individuenzahlen verwendet.

Die Formel und weitere Erläuterungen finden sich u. a. in PIELOU (1975: 8), MÜHLENBERG (1976: 111) und REMMERT (1980: 200).

3. Evenness (E)

Die Evenness drückt die Gleichmäßigkeit der Individuenverteilung aus. Aus verschiedenen H_S -Werten ist nicht abzulesen, ob hohe Artenzahlen mit unterschiedlichen Individuenzahlen oder

eine gleichmäßige Verteilung der Individuen auf wenige Arten vorliegt. E wird als Relation der im Gewässer berechneten H_S zur maximal möglichen H_S angegeben, die sich bei größtmöglicher Gleichverteilung der Individuen auf die vorhandene Artenzahl ergeben würde. Der Wert von E liegt zwischen 0 und +1 (MÜHLENBERG, 1976: 113; PIELOU, 1975: 15). SCHLÜPMANN (1988: 156) erläutert H_S und E als bioökologische Bewertungskriterien.

4. Anzahl „Rote-Liste-Arten“ (nRL)

Viele Wassermolluskenarten sind heute in ihrem Bestand bedroht. Sie können nur durch den Schutz ihrer Lebensräume überleben. Hierzu geben „Rote Listen“ (BLAB et al., 1984 für die BRD, und FALKNER, 1990, für Bayern) ein v. a. für die Anwendung von Naturschutzgesetzen unabdingbares Hilfsmittel (SCHLÜPMANN, 1988: 155). Die Anzahl „Rote-Liste-Arten“ ist v. a. als Bewertungsmaß von Interesse und gibt Auskunft über die überregionale Gefährdungssituation und Schutzwürdigkeit bestimmter Lebensraumtypen, im vorliegenden Fall über Gewässertypen in Bayern. Hier richtet sich die Einstufung der Arten nach FALKNER (1990).

5. Anzahl „rare“ und „seltene“ Arten (nr+s)

Die Rote Liste allein kann die regionale Situation einer Art nicht erfassen, deshalb wird sie durch die Häufigkeit im Untersuchungsgebiet als zusätzlicher Parameter ergänzt. Die Anzahl rarer und seltener Arten pro Gewässer gibt eine weitere Information über die Artenkombination und wird als Bewertungskriterium getestet (Häufigkeitsverteilung in Abs. 4.2.2.).

6. Anzahl nur tot nachgewiesener Arten (nT)

Die Anzahl tot nachgewiesener Arten pro Gewässer ist ein mögliches Kriterium für die Beurteilung von Veränderungen im Gewässer. Diese können direkt oder indirekt natürlich und/oder anthropogen bedingt sein: direkt z. B. über natürliche Verlandung oder anthropogene Abwässereinleitungen, indirekt z. B. über künstliche Mäanderabtrennung mit anschließender Sukzession vom Fließ- zum Stillwasserhabitat.

7. Anzahl der Wassermolluskengesellschaften (nMG)

Mittels der gefundenen Wassermolluskengesellschaften (Abs. 4.3.) werden in Abs. 4.4. die Gewässer der Aue anhand der festgestellten Anzahl von Gesellschaften bewertet. Die Zählweise wird in Abs. 4.4. erörtert, die dabei gewonnenen nMG werden als weitere charakterisierende Variable in Abs. 4.5. zur Unterscheidung von Gewässergruppen verwendet.

2.1.5. Zusätzliche Aufnahmen

Zur Erhöhung des Informationsgehalts stellten J. H. JUNGBLUTH, G. FALKNER und K. SCHMALZ (persönliche Übermittlung) 21 Aufnahmen aus Gewässern des Donauraums Straubing zur Verfügung, die sie im gleichen Zeitraum, nach derselben Methode gesammelt haben (Aufnahmen Nummern 701 bis 721, in Tab. 4.1.1. aufgelistet). Diese Aufnahmen fanden im Rahmen der „Ökologischen Grundla-

genermittlung Stauhaltung Straubing“ (OAG, 1986) statt. Sie werden mit ihren Abundanzangaben bei den Clusteranalysen auf der Suche nach Wassermolluskengesellschaften und qualitativ bei den Durchschnittsberechnungen der Anzahl lebend und tot nachgewiesener „Rote-Liste-“, „rare“ und „seltene Arten“ in den verschiedenen Gewässergruppen (Abs. 4.3.) mitverwendet – nicht jedoch zur Diversitäts- und Evennessberechnung. In 2 Fällen handelt es sich um qualitative Aufsammlungen. Sie erhalten in den Berechnungen die Abundanz 2.

2.1.6. Verbreitungskarten

Im Anhang (Abs. 8.2.) ist die Verbreitung aller im Donauraum Straubing festgestellten Wassermolluskenarten dargestellt (Abb. 4.1 – 4.59). In den Abbildungen wird unterschieden zwischen Vorkommen in der rezenten Aue (Stern) und in der fossilen Aue (Punkt). Vorkommen in Bergbächen werden mit einer Raute gekennzeichnet. Totfunde sind durch leere Kreise definiert, nicht bestätigte HÄßLEIN-Funde (1966) durch ein umkreistes H. Erloschenes Vorkommen wird mit einem X im Kreis angegeben (vgl. Abs. 2.1.3.). In diesen Karten werden auch die Aufnahmen von JUNGBLUTH et al. (1986: I-XXII) mitberücksichtigt (vgl. Abs. 2.1.5.).

2.2. Geländeuntersuchungen

2.2.1. Geländemorphologische Parameter

Die Höhenangaben (müNN) entstammen den topographischen Karten (1 : 25 000), die Gewässerfläche (ha) wurde planimetrisch aus den entsprechenden Meßtischblättern (1 : 5000) bestimmt. Der Gewässertyp (s. Abs. 3.4.), das Umland (Ul), die Uferneigung, die maximale Gewässertiefe (m) und die vorherrschenden bzw.

untersuchten Substrattypen (s. Abs. 3.3. u. Abs. 2.1.1.) wurden direkt vor Ort auf Datenblättern des bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft (MAUCH et al., 1985: 231 ff) notiert. Es handelt sich dabei mit Ausnahme der Tiefe um qualitative Merkmale. Die Gewässertiefe konnte in vielen Fällen nur geschätzt werden. Hinweise auf die Tiefe geben die verschiedenen Wasserpflanzengesellschaften (s. Abs. 2.2.2.). Die Tiefen einiger Altwässer hat **W. GRUBER** (Landschaftsarchitekturbüro Prof. Kagerer) aus Geländeprofilmessungen zur Verfügung gestellt.

Die jeweils benachbarten Flächen haben auf das Leben im Gewässer einen erheblichen Einfluß (Randeffekt). Sie spiegeln auch den Grad des u. U. gegebenen menschlichen Einflusses wider oder sie können als Puffer wirken (OAG, 1986: 25). Formen und Einstufung sind in Tab. 2.5. wiedergegeben. Unter Pufferstreifen am Ufer versteht man meist eine verschieden zusammengesetzte Ufervegetation aus Weiden und Erlen mit Strauch- und Krautschicht, aber auch Schilf und anderen Röhrlichpflanzen, je nach Uferstruktur und Nährstoffangebot. Die Entfernung von der rezenten Aue dient als stellvertretendes Maß für nicht gemessene Standortfaktoren der Audynamik (Überflutungsdauer, Ausräumung durch Hochwasser, Amplitude der Wasserstandsschwankungen, Dauer des Trockenfallens von Gewässern u.ä.), deren Einfluß mit zunehmendem Abstand zur rezenten Aue abnimmt bzw. durch die Hochwasserdämme z. T. ganz wegfällt.

2.2.2. Wasserpflanzen und ihre Gesellschaften

An jeder Probenstelle wurden Wasserpflanzen bestimmt (BURSCHE, 1980; RAUH, 1954 und SCHMEIL-FITSCHEN, 1976) und ihre Dominanzstruktur notiert (Unterscheidung zwischen

Tabelle 2.5.

Geländemorphologische Parameter, ihre Erfassungsmethoden und Abkürzungen

Höhe (müNN):	topographische Karten 1 : 25 000: TK 6940/41, 7040/41 und 7141	
Gewässerfläche (ha):	planimetrisch aus den Meßtischblättern 1 : 5000	
Gewässertiefe (m):	geschätzt	
Uferneigung:	flach, mäßig steil, steil oder senkrecht	
Umland (Ul):	1	= L : landwirtschaftliche Flächen reichen ohne Pufferstreifen direkt an das Gewässerufer
	3	= L : zwischen Gewässer und landwirtschaftlichen Flächen befindet sich ein etwa 3 – 5 m breiter Pufferstreifen
	5	= S : großflächige Schilfbestände – meist in fossiler Aue
	7	= G : extensiv genutztes Grünland – meist in rezenter Aue
	9	= W : Auwaldreste – fast nur in rezenter Aue
Entfernung von der rezenten Aue (km):	gemessen als kürzeste Wegstrecke über Verbindungsgräben – bei isolierten Gewässern: Luftlinie	
	0	= in der rezenten Aue liegend
	0.025	= am binnenseitigen Damm gelegene Verknüpfungsstellen

dominierenden und begleitenden Pflanzen). Weiter hat **B. RAAB** (Landesbund für Vogelschutz) die Pflanzenlisten den entsprechenden Pflanzengesellschaften zugeordnet. Sie dienen v. a. der Charakterisierung der Gewässer und werden abgekürzt in den Tabellen im Abs. 4.3. wiedergegeben (Liste mit Abkürzungen in Abs. 3.3. und Abs. 8.3.). Die Anzahl der Wasserpflanzenarten (nPfl) und der Gesellschaften (nPG) werden als Maß für die Strukturvielfalt und als Gewässer differenzierende und bewertende Variable getestet (Abs. 4.5.).

2.2.3. Chemisch/physikalische Parameter

Zur abiotischen Beschreibung der Gewässerbiotope wurden chemisch/physikalische Parameter im Gelände erfaßt und Wasserproben zur weiteren Analyse im Labor gezogen. Die gemessenen Variablen und ihre Bestimmungsmethoden sind in Tab. 2.6. aufgelistet.

Temperatur, pH, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, -sättigung, Fließgeschwindigkeit, Schüttung, Ca^{2+} -, Mg^{2+} -, Na^{+} -, und K^{+} -Gehalte beschreiben die natürlichen chemisch/physikalischen Verhältnisse im Gewässer. Sie sind teils geologisch bedingt, teils vom Gelände bestimmt, und prägen den Lebensraum Wasser neben der abiotisch/biotischen Strukturierung auf natürliche Weise.

Die Gehalte (mg/l) an Cl^{-} , NH_4^{+} , NO_2^{-} , NO_3^{-} , $\Sigma\text{-PO}_4^{3+}$ und SO_4^{2-} lassen Aussagen über anthropogene Einflüsse zu, die einerseits direkt über Einleiter, andererseits diffus über Oberflächenabfluß ins Wasser gelangen und die natürlichen Verhältnisse verändern. Ein Teil der Variablen konnte nicht in allen Gewässern gemessen werden, von O_2 , $\text{O}_2\%$, NH_4^{+} , NO_2^{-} und $\Sigma\text{-PO}_4^{3+}$ liegen unvollständige Datensätze vor.

Die Laboranalysen wurden im Zoologischen Institut der Universität München (Abt. Prof. Dr. Siebeck) und im Institut für Wasserchemie und Chemische Balneologie (Abt. Prof. Dr. Frimmel) der Technischen Universität München durchgeführt.

2.3. Multivariate Statistik

Die statistische Auswertung der Daten fand an der Cyber-Anlage des Leibnitz-Rechenzentrums der Bayerischen Akademie der Wissenschaften (München) und am Personal Computer statt. Es wurden zwei FORTRAN Statistik-Programmpakete verwendet. Die an der Cyber verwendeten Programme stellte **E. SCHRIMPF** (Abt. Standortkunde der Fachhochschule Weihenstephan) zur Verfügung. Es handelt sich dabei um die Programme FAKTO, IGV und DISKRI aus VELDMAN (1967), die z. B. schon in SCHRIMPF & FOECKLER (1985), FOECKLER & SCHRIMPF (1985) und DEICHNER (1987) Verwendung fanden. Das zweite Paket „Management and Multivariate Analysis of Vegetation Data“ stammt von WILDI & ORLOCI (1983). Die Ziele der einzelnen Methoden werden kurz beschrieben. Zur Theorie sei auf die vielfältige Literatur verwiesen (z. B. WEBER, 1972, 1974; CLIFFORD & STEPHENSON, 1975; WILLIAMS, 1976; ÜBERLA 1977; ORLOCI, 1978; BLISS, 1980; JOHNSTON, 1980; LEGENDRE & LEGENDRE, 1983; DIGBY & KEMPTON, 1987; und besonders auf FLURY & RIEDWYL, 1983; PIELOU, 1984 und WILDI, 1986).

Aufgrund der Vielzahl von Variablen ist es unmöglich, deren Zusammenhänge ohne „ordnende“ und strukturanalytische Statistik zu erkennen. Das Verfahren der multivariaten Stati-

Tabelle 2.6.

Chemisch/physikalische Variable und ihre Meßmethoden

Variable	Dim.	Methode
a) <u>Gelände:</u> Wassertemperatur Leitfähigkeit (LF) Sauerstoff (O_2) O_2 -Sättigung pH Fließgeschwindigkeit (v) Schüttung (Q) Nitrit (NO_2^{-}) Ammonium (NH_4^{+})	$^{\circ}\text{C}$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ mg/l % - m/s m^3/s mg/l mg/l	WTW LF 191 und Oxi 191 WTW LF 191 (bezogen auf 25°C) WTW Oxi 191 WTW Oxi 191 WTW pH 90 Driftkörpermethode nach SCHWOERBEL (1980b: 16) Bachbreite \times Tiefe \times v MERCK Schnelltest Nr. 14408 MERCK Schnelltest Nr. 14400
a) <u>Labor:</u> Magnesium (Mg^{2+}) Kalzium (Ca^{2+}) Natrium (Na^{+}) Kalium (K^{+}) Chlorid (Cl^{-}) Nitrat (NO_3^{-}) Σ -Phosphat ($\Sigma\text{-PO}_4^{3+}$) Sulfat (SO_4^{2-})	mg/l mg/l mg/l mg/l mg/l mg/l mg/l mg/l	Atomabsorptionsspektralphotometer, Philips SP9 EPPENDORF Flammenphotometer DR. LANGE " MDC 7 DR. LANGE " MDC 7 METTLER Titrator DL 20 photometrisch (FREVERT, 1983) photometrisch (" ") nephelometrisch nach DEV
DEV (1971ff) = Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; $\Sigma\text{-PO}_4^{3+}$ = Gesamtphosphat		

stik ermöglicht die Analyse des Verhaltens mehrerer Variablen gleichzeitig (FLURY & RIEDWYL, 1983: V). Das erste Ziel der multivariaten statistischen Auswertung ist, in der Vielzahl der festgestellten Arten wiederkehrende Artengemeinschaften zu finden. Dann werden die Gewässer nach dem gemeinsamen Artenbestand geordnet. Im nächsten Schritt gilt es, aus der Vielzahl der gemessenen Standortfaktoren diejenigen herauszufinden, die einen Zusammenhang mit dem Vorkommen der einzelnen Artengemeinschaften ergeben.

2.3.1. Ähnlichkeitsmatrices, Cluster- und Konzentrationsanalyse

Ausgehend von der „Rohtabelle“ (Arten nach unten, Gewässer nach rechts aufgetragen) ordnet die Clusteranalyse die Arten anhand der Ähnlichkeit ihres Vorkommens und die Gewässer anhand ihrer gemeinsamen Artzusammensetzung. Die Ähnlichkeitsbeziehungen lassen sich als Dendrogramme graphisch veranschaulichen (vgl. SCHWERDTFEGGER, 1975: 86 ff), wobei mit zunehmender Fehlerwahrscheinlichkeit (= abnehmender Ähnlichkeit) immer weniger Gruppen gebildet werden, die immer mehr Arten (bzw. Gewässer) umfassen. Die Arten bzw. Gewässer werden nun in der Reihenfolge ihrer Ähnlichkeit (im Dendrogramm ersichtlich) in der Tabelle umstrukturiert: Gemeinsam vorkommende Arten (Cluster) sind zusammengestellt, ebenso Gewässer mit ähnlichem Artenbesatz. Man erhält Arten- und Gewässergruppen für die weitere Analyse (vgl. Abs. 2.1.4.2./3. und Abs. 2.3.2. ff).

Der Rechengang der Clusteranalyse besteht aus drei Schritten, hinzu kommt als 4. Schritt die „geordnete“ Tabelle.

1. Normalisierung der Daten

Die einer Variablen (Arten nach rechts, Gewässer nach unten – s. o.) entsprechenden Werte X_i (= Abundanzen) bezeichnet man als Vektoren. Sie werden im 1. Schritt normalisiert (WILDI, 1986: 56):

$$X'_i = X_i / (\sum X_i^2)^{1/2};$$

Damit ist ihre Länge vereinheitlicht (WILDI, 1986: 58):

$$(\sum X_i'^2)^{1/2} = 1;$$

Die Abundanzen bleiben in ihrer Relation erhalten, werden aber in ihrer Wirkung abgeschwächt (s. graphische Darstellung in WILDI (1986: 61). Auf diese Weise wird versucht, mögliche Fehleinschätzungen der Abundanzen auszugleichen (vgl. Abs. 2.1.4.2.), d. h. seltene Arten bzw. artenarme Gewässer gewinnen durch die Normalisierung der Arten- bzw. Gewässervektoren gegenüber häufigen Arten bzw. artenreichen Gewässern an Bedeutung (WILDI, 1986: 58). Relative Unterschiede werden wichtiger als absolute (PIELOU, 1984: 47). Von einer binären Berechnung wurde Abstand genommen, da hierbei seltene und meist in geringen Abundanzen auftretende Arten überinterpretiert werden.

2. Berechnung der Ähnlichkeitsmatrix

Nach Normalisierung der Daten werden durch paarweisen Vergleich sukzessiv von allen mög-

lichen Datenpaarungen Ähnlichkeitswerte berechnet. Es entsteht eine zweidimensionale Matrix. Ähnlichkeitsmaß ist der „Van der Maarels Koeffizient“ SM (VAN DER MAAREL et al., 1978, zit. in WILDI, 1986: 79), der sich besonders für heterogene Daten eignet (WILDI, persönliche Mitteilung):

$$SM = \frac{\sum (X_{Ai} \times X_{Bi})}{\sum X_{Ai}^2 + \sum X_{Bi}^2 - \sum (X_{Ai} \times X_{Bi})};$$

X_{Ai} und X_{Bi} = Abundanzwerte der zu vergleichenden Arten bzw. Gewässer eines Datenpaares A und B; i = Anzahl Ereignisse.
SM nimmt Werte an zwischen 0 und +1.

3. Clusteranalyse mit Dendrogramm

Im letzten Schritt vereint das Gruppier- (Cluster-) verfahren schrittweise einzelne Arten (bzw. Gewässer) zu Gruppen, die mit abnehmender Ähnlichkeit zu immer weniger Gruppen zusammengefaßt werden. Angewendet wird die „Minimalvarianz-Analyse“ von ORLOCI (1967, zit. in WILDI, 1986: 115 ff). Diese Methode berücksichtigt die Streuungsverhältnisse der Gruppen. Bestehende Gruppen werden stets zu größeren zusammengeschlossen, so daß die gruppeninterne Varianz (Q) möglichst wenig zunimmt. Das Verfahren beruht auf Konzepten der Varianzanalyse (WILDI, 1986: 115; PIELOU, 1984: 72 ff) und besteht aus mehreren Rechenschritten (Formeln: PIELOU, 1984: 32 ff, und WILDI, 1986: 115-117). Das Ergebnis wird in hierarchisch geordneten Dendrogrammen dargestellt. Mit angegeben werden die Ähnlichkeitsniveaus der gewählten Gruppenzahl als gruppeninterne Varianz Q (s. z. B. Abb. 4.3.1.1.).

4. Die Konzentrationsanalyse

Das Ergebnis der Clusteranalyse ordnet die Rohtabelle um (s. o.). Das mathematische Verfahren erleichtert einerseits die schnelle Bearbeitung großer Datenmengen und macht sie objektiv nachvollziehbar. Eine Artengruppe ist dann perfekt, wenn sie eine Gewässergruppe eindeutig identifiziert, und umgekehrt eine Gewässergruppe ideal zusammengesetzt, wenn sie eine Gruppe eindeutiger Charakterarten oder Leitformen besitzt (WILDI, 1986: 176). Zur Beurteilung der Güte von Tabellen dient die „**Konzentrationsanalyse**“ von FEOLI & ORLOCI (1979, zit. in WILDI, 1986: 176-192). Ausgangsbasis der Konzentrationsanalyse ist die Präsenz oder Absenz der Arten. Sie ist ein Maß für die Konzentration der Arten auf die verschiedenen Gruppen. Als Gütemaß dient das χ^2 . Da es von der Größe der Tabelle und von der Zahl der Gruppen abhängig ist, wird es auf den Bereich 0 bis 1 skaliert. Man erhält das relativierte Maß C als Vergleichswert für verschiedene Klassifikationslösungen, unabhängig von der Tabellengröße. **Je größer χ^2 und C desto besser die Gruppenstruktur** (WILDI, 1986: 186 ff).

2.3.2. Die Hauptkomponentenanalyse

Aufgabe der Hauptkomponentenanalyse (HKA) ist es, vorhandene Abhängigkeiten zwischen verschiedenen Variablen aufzuzeigen. Dazu werden diese in „Variablengruppen“, Hauptkomponenten (HK) genannt, geordnet. Die HK sind neue, zueinander orthogonal liegende Dimensionen, wobei die erste Hauptkom-

ponente ein Maximum der Gesamtvarianz auf sich vereinigt, die zweite ein Maximum der Restvarianz, usw. (SCHRIMPF, 1975: 38). Die Hauptkomponenten sind neue hypothetische Variable U_j , die über ihre Korrelation zu den gemessenen Variablen X bestimmt und als Funktion der gemessenen Variablen dargestellt werden (FLURY & RIEDWYL, 1983: 112):

$$U_j = a_{j1} X_1 + a_{j2} X_2 + \dots + a_{jp} X_p \quad (p = 1, 2, \dots, p)$$

Der Korrelationskoeffizient a wird als Ladung bezeichnet und informiert – geometrisch betrachtet – über die Nähe einer Variablen X zur Hauptkomponente im mehrdimensionalen Raum. Die Größe der Ladung a zeigt, wie stark die Variable an der betreffenden Komponente teilnimmt. Alle Variablen, die eine Hauptkomponente gemeinsam hochladen, sind untereinander korreliert, also voneinander abhängig (SCHRIMPF 1975: 38). Gleiche Variable können auch verschiedene HK hochladen, dann allerdings mit jeweils geringerer Ladung. Unabhängige Variable laden jeweils eine Hauptkomponente für sich hoch. Diese „einfache“ Version der HKA wird zur zusätzlichen Analyse der Gruppenstruktur von Wassermolluskenarten in Abs. 4.3. verwendet. Nach WILDI (1986: 157) reichen zur Interpretation von Assoziationstabellen die ersten 6 HK. Die restlichen HK sind vernachlässigbar. In den Tabellen zur HKA (Abs. 4.3.) werden alle Ladungen gezeigt. Ein Übereinstimmen der Ergebnisse der HKA mit denen der Clusteranalyse untermauert die festgestellte Gruppenstruktur. Die HKA bietet zudem die Möglichkeit, die Beziehungen der Arten untereinander durch zweidimensionales Auftragen der ersten beiden HK graphisch darzustellen (Abb. 4.3.2.3. und Abb. 4.3.3.3.). Die Ladungen der Arten dienen als Koordinatenpunkte.

In der **Varimax-Rotation** liegen im Idealfall die Korrelationsfaktoren (Ladungen) ungefähr bei 0 oder nahe 1 (FLURY & RIEDWYL, 1983: 143 ff mit mathematischen Zusammenhängen). D. h. die einzelnen HK werden – im Gegensatz zur orthogonal rotierten HKA – von untereinander korrelierenden hoch oder allein durch unabhängige Variable sehr hoch geladen, während die Ladungen aller anderen Variablen auf der HK sehr niedrig bleiben. Die Varimax-Rotation wird bei der Analyse der Gewässervariablen angewandt (Abs. 4.5.). In den Tabellen der Varimax-rotierten HKA (Abs. 4.5.) werden nur Ladungen $a \geq |0.4|$ dargestellt.

Anhand der Hauptkomponentenanalyse, die alle Arten/Variablen zugleich erfaßt, wird versucht, folgende Fragen zu beantworten:

- Welche Variablen sind unabhängig, mit eigenem Informationsgehalt, und nur unter größerem Informationsverlust verwerfbar?
- Welche Variablen/Arten sind voneinander abhängig, haben eine ähnliche Aussage bzw. kommen entweder gemeinsam vor oder schließen sich gegenseitig aus (Negativkorrelation)?
- Welche Variablen/Arten sind aufgrund ihrer Korrelation mit anderen ohne größeren Informationsverlust vernachlässigbar?

Jeder Hauptkomponentenanalyse (HKA) geht eine zweidimensionale Interkorrelationsanalyse voraus. So können die mehrdimensionalen Zusammenhänge, die die HKA aufzeigt, auch zweidimensional an Hand der Korrelationskoeffizienten betrachtet und verständlich gemacht werden.

2.3.3. Die mehrdimensionale Diskriminanzanalyse

Eine Voraussetzung für die mehrdimensionale Diskriminanzanalyse (Abs. 4.5.) sind normalverteilte Variable (SCHRIMPF, 1975: 45 u. FLURY & RIEDWYL, 1983: 78). Alle verwendeten Variablendaten werden mit dem KOLMOGOROV-SMIRNOFF-Test (SIEGEL, 1956: 47-52 und SACHS, 1984: 256 ff) auf ihre Normalverteilung überprüft und wird, falls notwendig, eine Transformation der Variablen (Tab. 4.5.3.2.) vorgenommen. Die Prüfung findet auf dem 5% – Niveau statt.

Das Ziel der mehrdimensionalen Diskriminanzanalyse ist es, für Gewässer mit unbekannter Gruppenzugehörigkeit eine Entscheidungsregel zu formulieren, um diese Gewässer mit großer Wahrscheinlichkeit der richtigen Gruppe zuzuordnen (FLURY & RIEDWYL, 1983: 72), d. h. eine möglichst gute Trennung von vorgegebenen Gewässergruppen mit Hilfe von Variablenkombinationen zu erlangen. Die zu trennenden Gewässergruppen werden entweder mit der Clusteranalyse (gemeinsamer Wassermolluskenbesatz, Abs. 4.3.) oder anhand der Anzahl der im Gewässer festgestellten Molluskengesellschaften (Abs. 4.4.) bestimmt. Die Diskriminanzanalyse besteht aus vier Schritten:

- Ein F-Test prüft die Trenneigenschaften jeder Variablen hinsichtlich der vorgegebenen Gruppen (SACHS, 1984: 205 ff). Nicht signifikant trennende Variable (P wenn möglich $< 5\%$) fallen aus.
- Voneinander unabhängige Variable mit den besten Trenneigenschaften (höchste signifikante F-Werte) werden unterschiedlich kombiniert und auf ihre gemeinsame Trenngüte getestet. Ein relatives Maß für die Trenngüte ist WILKS Λ mit Werten zwischen 0 und 1. Je kleiner WILKS Λ desto besser ist die Trennung (LEGENDRE & LEGENDRE, 1983: 322).
- Die (möglichst einfachen!) Variablenkombinationen mit den besten Trennleistungen werden mit Hilfe zurückgelegter, für die Modellbildung nicht verwendeter Datensätze nach ihren Vorhersageeigenschaften beurteilt. Man wählt die Kombination mit den besten Vorhersagen.
- Das Endergebnis der Diskriminanzanalyse ist das **ökologische Modell** (= Vorhersage-, Diskriminanzfunktion oder Zuordnungsvorschrift). Anhand der vorgegebenen Variablen wird die Zuordnung eines beliebigen Gewässers zur richtigen Gewässergruppe versucht. Zwei-Gruppen-Fälle ergeben eindimensionale, Drei-Gruppen-Fälle zweidimensionale Vorhersagefunktionen. Die erste Dimension vereint ein Maximum der Gesamtvarianz auf sich. Im Idealfall reicht diese zur Vorhersage und Darstellung der Zusammenhänge aus.

Für jede Gewässergruppe wird ein Gruppenmittelwert, das „Centroid“ der Gruppe, errechnet. Im Falle einer einfachen Trennung (s. o.) liegen alle Centroide auf einer Geraden – die Diskriminanzfunktion ist linear. Mit der Vorhersagefunktion wird für jedes Gewässer ein Wert errechnet, die **Diskriminante**. Ein Gewässer wird der Gruppe zugeordnet, zu deren Centroid ihre Diskriminante den geringsten Abstand hat. Die Gewässer, die aufgrund ihres Diskriminanzwertes in die Nähe des zutreffenden Gruppencentroids (mit entsprechender Wassermolluskengesellschaft bzw. Anzahl Gesellschaften) gewiesen werden, gelten als richtige Vorhersagen. Dagegen werden Gewässer, deren Diskriminanzwert dem Centroid einer unzutreffenden Gruppe näher liegt, als falsche Vorhersage gewertet. Erklärungen und bildliche Darstellungen der Zusammenhänge sind z. B. in FLURY & RIEDWYL (1983: 72 ff) und SCHRIMPF (1975: 41) zu finden.

Mit Hilfe der Diskriminanzanalyse werden Antworten auf folgende Fragen gesucht:

- Welche der gemessenen Variablen trennen die durch Wassermolluskengesellschaften gekennzeichneten Gewässergruppen und können damit das Vorkommen und die Verbreitung dieser Gesellschaften erklären?
- Anhand welcher Parameter unterscheiden sich die Gewässer verschiedener Bewertungsgruppen?

3. Das Untersuchungsgebiet

3.1. Naturräumliche Einordnung, Geologie und Klima

Naturräumliche Einordnung

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich beiderseits der Donau von Pfatter im Westen (Do-

nau-km: 2353) bis Straubing im Osten (Donau-km: 2319) (auf den topographischen Karten 1 25 000 Blatt 6940 Wörth an der Donau, 6941 Stallwang, 7040 Pfatter, 7041 Münster und 7141 Straubing). Naturräumlich stellt das Gebiet einen Teil der Haupteinheit Dungau dar, eine Untergliederung des Großraumes „Unterbayerisches Hügelland“ (vgl. SCHREINER, 1987b: 211). Nach Norden hin reicht es bis in den Falkensteiner Vorwald (Abb. 3.1.). Gemäß der Einteilung der „Limnofauna europaea“ (ILLIES, 1978: XV) zählt der Raum zum Gebiet 9: Zentrales Mittelgebirge mit der Donau von der Quelle bis Wien.

Die Donau durchströmt das Gebiet als zentrales, den Naturraum auf vielfältige Weise prägendes Element. Die Talaue liegt zwischen 315 und 325 müNN. Der untersuchte Bereich des Falkensteiner Vorwalds erstreckt sich bis 650 müNN. Das gesamte Gebiet ist stark von der Landwirtschaft geprägt und beeinflusst. Nur die Ausläufer des Bayerischen Waldes (Falkensteiner Vorwald) – hier wird v. a. Waldwirtschaft betrieben – und das extensiv als Grünland genutzte Dammvorland zwischen den Hochwasserdämmen der Donau sind in naturnahem Zustand. Eingehende Beschreibungen mit ökologischer Raumgliederung des Donautals geben OAG (1978), GOLD (1980) und SCHREINER (1987a).

Geologie

Drei geologische Formationen prägen das Gebiet: im Norden Grundgebirge mit Ausläufern des Bayerischen Waldes, ein steiles bewaldetes Gelände mit ionenarmen Bächen (Bergbachcharakter), im Süden die diluvialen Lößbereiche und das Talsediment der Donau. Südlich der Donau grenzt das Gebiet an die postglaziale Schotterebene. Den Moränenwällen und tertiären Schuttmassen entstammt der nach der Eiszeit vom Wind herangetragene Löß. Die Donau

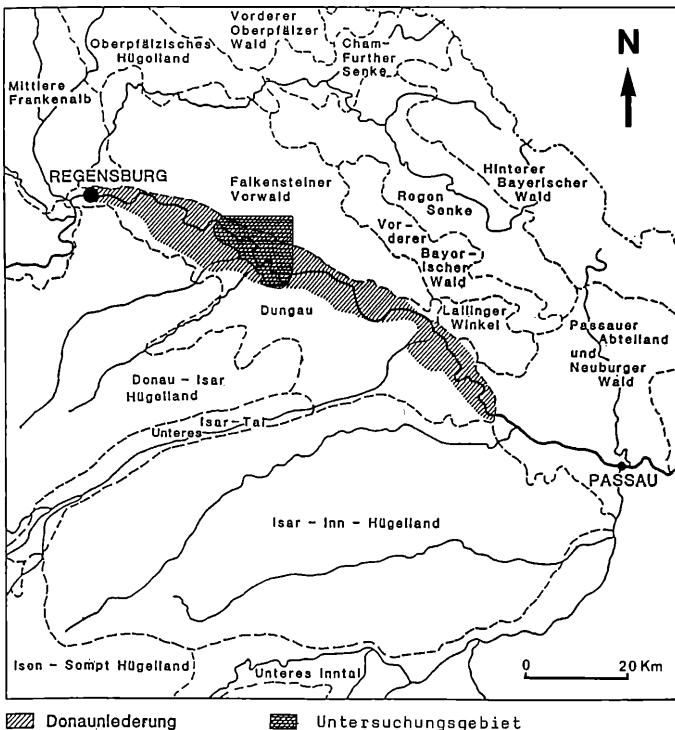


Abbildung 3.1.

Naturräumliche Einordnung des Untersuchungsgebietes (ergänzt nach OAG, 1986)

wird beidseitig von alluvialen Anschwemmungen begleitet, die die Landschaft bis ins 19. Jahrhundert (vgl. unten) nachhaltig prägten; BUCH (1987: 107) spricht von einer – vom erdzeitgeschichtlichen Klimarhythmus hinsichtlich Erosion und Akkumulation – unabhängigen „Eingengesetzlichkeit“ der Donau.

Am Rand der Talaue treten spätglaziale, ältere Ablagerungen an die Oberfläche. Das heutige Ufer besteht aus jüngerem Schwemmlöß, der auch die Hochwasserrinnen füllt (OAG, 1986: 4-6). Die natürliche Talaue wird von älteren Hoch- und jüngeren Niederterrassen begrenzt (LEGER, 1965: 153 ff). Dazwischen liegen vermoorte Niederungen, die ursprünglich nur von Jahrhunderthochwässern erreicht wurden (s. Abb. 2./3. in SCHREINER, 1987a: 10/11) und heute weitgehend landwirtschaftlich genutzt werden, z. B. das Alburger Moos bei Straubing (GEOLOGISCHE KARTE VON BAYERN, BGL, 1981). Abb. 3.2. (aus SCHLEINER, 1985: 13) veranschaulicht in einem Querprofil die oben beschriebenen geologischen Verhältnisse (auch in Bezug zum Grundwasserspiegel – vgl. Abb. 3.4.).

Klima

Klimatisch ist die Donauebene dem niederbayerischen Hügelland zuzurechnen. Das Gebiet liegt noch innerhalb des planetarischen Westwindgürtels. Das Klima ist kontinental beeinflusst. Juli ist der wärmste und niederschlagsreichste, Januar der kälteste, Oktober der trockenste Monat. Mit einer Niederschlagsjahressumme von 646 mm (Minimum < 300 mm) gehört dieser Raum zu den trockensten Gebieten Bayerns (ZAHLHEIMER, 1979: 13; OAG, 1986: 6/7).

3.2. Hydrographie und hydro-ökologische Gliederung der Aue

Hydrographie

Bis zum Beginn der Dampfschiffahrt, 1838, war die Donau ein „ungebändigter“, frei fließender Fluß in der Mäanderzone (s. Abb. 1.1.). Sie konnte bei jedem Hochwasser ihr Bett verlegen. Heute greift der Mensch regulierend auf das Donaubett ein und ändert die natürlichen Zustände. Der Flußlauf ist festgelegt, „angreifbare“ Uferstellen mit Blöcken verbaut. Im Zuge der Nied-

rigwasserregulierung wurden Bühnen und Leitwerke angelegt (OAG, 1978: 11), Mäander durchschnitten. BUCH & HEINE (1988: 25) haben drei Mäandergenerationen der Donau (zwei natürliche und eine anthropogene) bei Pfatter und Gmünd nachkonstruiert und die Entwicklung dargestellt. Anschaulich ist das Wirken der natürlichen Kraft und die Dynamik des mäandrierenden Flusses der Begrädigung durch den Menschen gegenübergestellt. Ein Gefälle von 23-25 cm/km und Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0.85 und 2.5 m/s – vergleichbar mit der Ungarischen Tiefebene – kennzeichnen diesen Flußabschnitt (LASZLOFFY, 1967: 22). Hochwässer mit ihren Überschwemmungen, Sedimentationen und Abflußkräften sind die essentiellen, den Naturraum formenden Elemente der noch heute bestehenden Flußaue. Sie gestalten das Auen-Relief. Es entstehen Anschütten, Seigen und Buckel (s. SCHREINER, 1987a: 12: Abb. 4), deren wenige Dezimeter Höhenunterschied über die Dauer der Überflutung und damit über Lebensmöglichkeiten am Standort entscheiden (DISTER, 1987: 77). Hochwässer führen große Schwebstoffmengen mit sich, die während der Stagnationsphase absedimentieren. Diese Sedimente haben in den vergangenen Jahrtausenden einen der fruchtbarsten Böden Europas geschaffen und gestalten zusammen mit den extremen Kräfte des abfließenden Hochwassers das Geländere relief mit. Die Wasserstandsganglinie der Donau am Pegel Straubing in den Untersuchungsjahren 1984/85 ist in Abb. 3.3 (aus OAG, 1986: 8) aufgetragen.

Deutlich zu erkennen sind die regelmäßig auftretenden Frühjahrs-, Sommer- und Winterhochwässer. Im Herbst herrscht Niedrigwasser. Die Schwankungsbreite des Wasserstandes reicht von ca. 1m bis weit über 5 m. Ab 4 – 4.2 m sind alle Vorländer überflutet (BIERMEIER, Wasser- und Schiffsamt Straubing, persönliche Mitteilung).

Der Hochwassereinfluß macht aber an den Dämmen (Pegelstand etwa 4.5 m) nicht halt. Im hochwasserfreien Polderbereich (nicht mehr überflutete Aue) dringt Druckwasser an die Oberfläche, das auch nach Absinken des Pegels in Mulden längere Zeit verbleibt. Somit reichen die Einflüsse der Wasserstandsschwankungen der Donau über das Grundwasser bis zum Rand

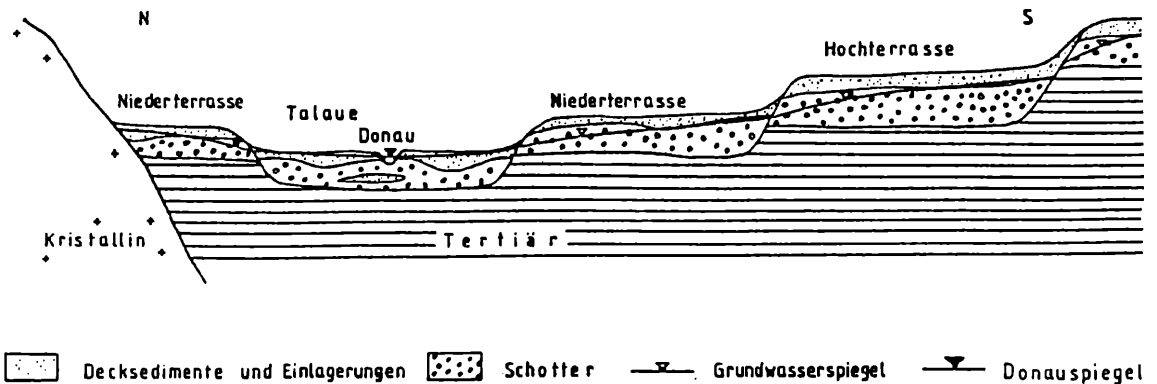


Abbildung 3.2.

Profil durch das Donaual Straubing mit Donau- und Grundwasserspiegel (aus SCHLEINER, 1985: 13)

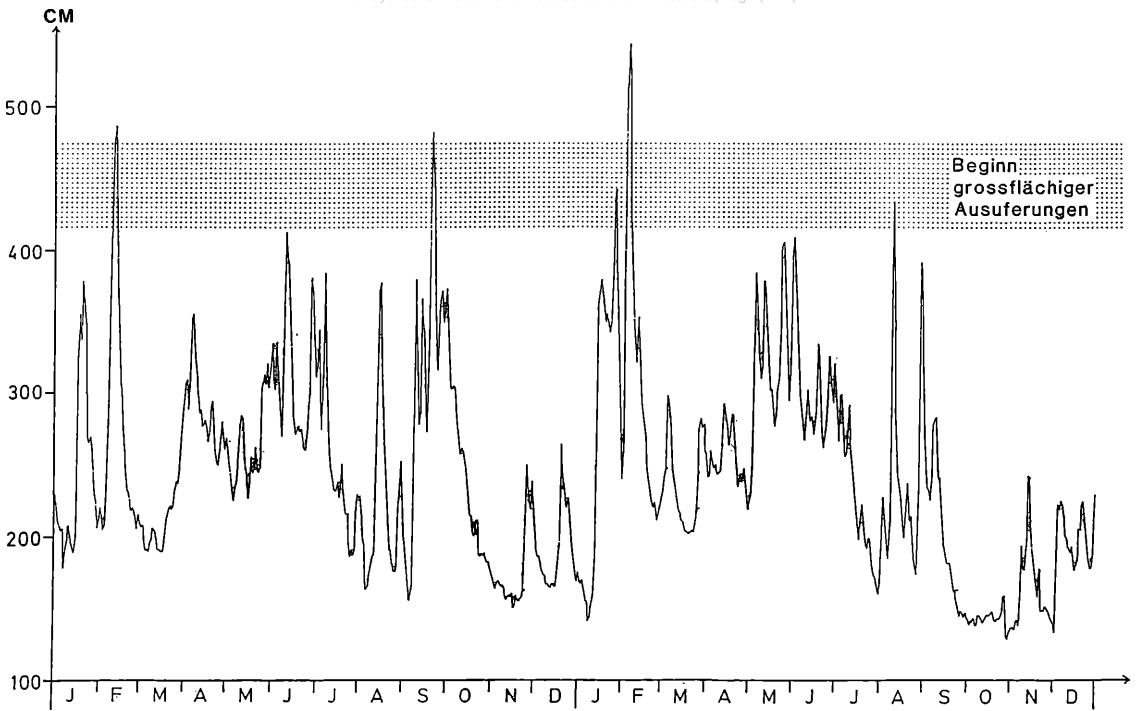


Abbildung 3.3.
 Donau Pegel Straubing 1. 1. 1984 – 31. 12. 1985 (aus OAG, 1986: 8)

des Donaualtes (SCHREINER, 1978: 17; OAG, 1986: 9). Der Fluß nimmt bei Niedrig- und Mittelwasser das seitlich zuströmende Grundwasser auf. Der Grundwasserspiegel der Aue orientiert sich schräg auf einen mittleren Flußwasserspiegel hin (s. Abb. 3.2. und DISTER, 1987: 78: Abb. 5). Je nach Hochwasserdauer setzt sich der steigende Grundwasserspiegel – in Abhängigkeit von der vom Flußwasserspiegel vorgegebenen Druckhöhe – weiter ins Au-Hinterland fort. Die Dauer der Angleichung ist abhängig von der Durchlässigkeit der grundwasserführenden

Schichten. Somit findet ein Wasseraustausch in beiden Richtungen, Fluß/Grundwasser, statt: ein wesentliches Charakteristikum der lebendigen Aue (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI, 1985: 29 ff; siehe hierzu auch ZAHLHEIMER, 1979: 17-20). Zur Verdeutlichung sind in einem Ganglinienplott (Abb. 3.4.) beispielhaft die Schwankungen der Grundwassermeßstelle Pfatter (Nr. 20113 des Bayer. Landesamts für Wasserwirtschaft) im donaunahen Polderbereich dargestellt (freundlicherweise zur Verfügung gestellt von WILLY).

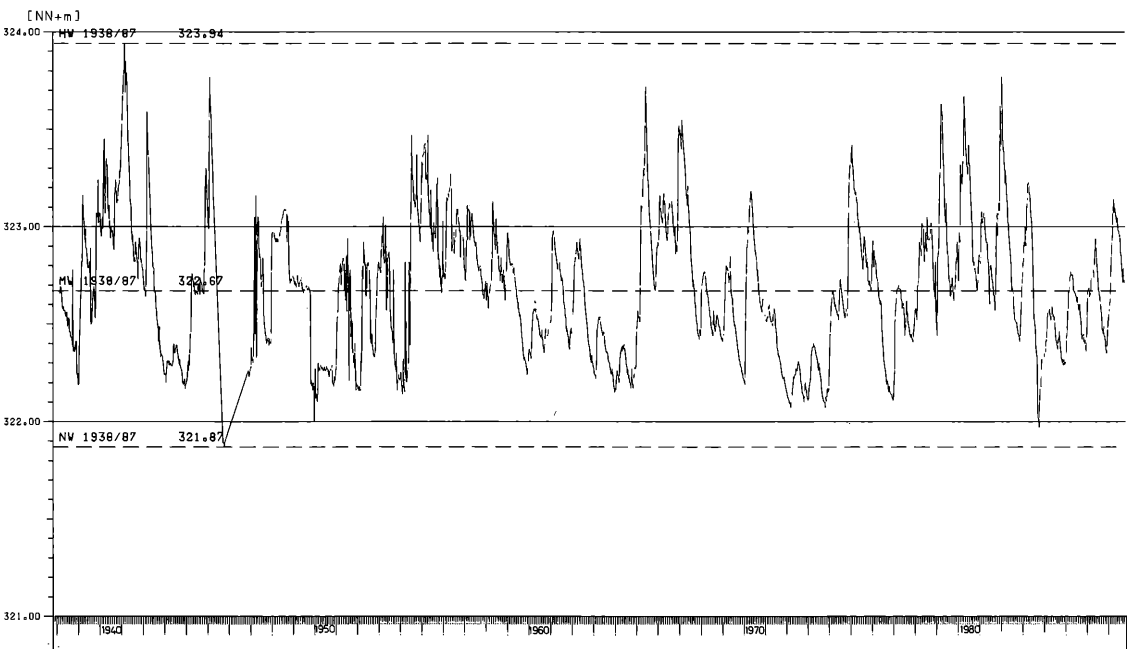


Abbildung 3.4.
 Ganglinienplott der Grundwassermeßstelle Pfatter (Nr. 20113 des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft) zur Verdeutlichung des Lebensraum prägenden Effekts von Grundwasserschwankungen in Gewässern der fossilen Aue.

Hydro-ökologische Gliederung der Aue

Ältere Flußbauwerke gehen bis ins 15. Jahrhundert zurück, z. B. der „B'schlacht“ bei Straubing. Er sollte Schutz gewähren und Einnahmen sichern (SCHLAEFER, 1984: 1). Seit der 1. Hälfte des 19. Jahrhunderts greift der Mensch mit Großprojekten manipulierend in den Flußlauf ein. Ziele sind Verbesserungen für die Schifffahrt, Hochwasserfreilegung der Aue und in jüngerer Zeit Stromgewinnung. Die bedeutendsten Eingriffe ins Flußsystem mit ihren Konsequenzen (ergänzt nach ZAHLHEIMER, 1979: 21/22) zeigt Tab. 3.1.

Tabelle 3.1.

Bedeutende wasserbauliche Eingriffe in die Donau und ihre Aue seit 1851 (vgl. ZAHLHEIMER, 1979)

1851-1872: Flußbegradigungen mit Abtrennung der Pfatterer und Gmünder Mäander
nach 1872: Mittelwasserkorrektur mit Entstehung zahlreicher kleiner donaubegleitender Altwässer
1920-1964: Niedrigwasserregulierung für die Großschifffahrt
1928-1960: Hochwasserschutzprogramm mit Bau von Dämmen, Anlage von Binnenentwässerungssystemen der Polder über Drainagegräben und Schöpfwerke, und Ableitung vieler Zuflüsse, z. B. Wiesent, Perlbach und Köbnach im Norden (Bergbäche des Bayerischen Waldes), im Süden Große und Kleine Laaber

Konsequenzen:

- Verkleinerung einiger natürlicher Altwässer
- Verschwinden von Sandbänken und Wörthen (Inseln) in der Donau
- Reduzierung der Gehölzbestände (Auwaldrodung)
- permanente Eintiefung der Donau seit 1940 durch Sohlenerosion wegen des beschleunigten Abflusses aufgrund des eingeeengten Flußbetts
- Gefahr der Grundwasserabsenkung mit anschließender „Versteppung“
- fehlende Retentionsräume verschärfen Hochwassergefahr

Bis zur Errichtung der Schutzwälle in den 30er Jahren breiteten sich die Hochwässer über die gesamte Aue aus (Abb. 1.1.). Die Dämme teilen die Aue in 2 standörtlich unterschiedliche Lebensräume:

- | |
|---|
| <ol style="list-style-type: none"> 1. rezente Aue (R) – nach wie vor periodisch überschwemmte Aue 2. fossile Aue (F) – vom Fluß abgetrennte, nicht mehr überflutete Aue |
|---|

Diese Teilung zieht gravierende Veränderungen des Aueökosystems nach sich (ZAHLHEIMER, 1979: 23). Anstelle direkter Überflutung tritt in der fossilen Aue periodische Durchfeuchtung und kleinflächige Überflutung durch Qualmwasser auf (durch Rückstau an die Oberfläche gedrücktes Grundwasser). Diese „Hochwasserfreiheit“ der fossilen Aue ermöglicht die Intensivierung der Landwirtschaft auf dem überaus fruchtbaren (vgl. Abs. 3.3.) Lehmboden (Bodengütekarte Bayerns, Nr. 19/20, BLA, 1960). In der rezenten Aue bleibt die Hochwasserdynamik erhalten, jedoch steigt wegen der Verengung der

Abflußbreite die mittlere Überflutungshöhe (SCHREINER, 1987a: 11). Folge ist eine vermehrte Sohlenerosion, der Fluß tieft sich ein, der Grundwasserspiegel sinkt. Damit entsteht die Gefahr der „Versteppung“ (MITIS, 1938: 152; NIEMEYER-LÜLLWITZ, 1985: 131). Ebenso wird die Retentionsfunktion der Aue als Hochwasserrückhaltebecken eingeschränkt (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI, 1985: 130; und DISTER, 1987: 83-85).

3.3. Vegetation, Böden und Substrate

Vegetation

Wasserpflanzengesellschaften charakterisieren verschiedene Gewässertypen bzw. -zonen (Tiefe, Amplitude von Wasserstandsschwankungen, Eutrophierungsgrad u. a.) (SCAMONI, 1963; BRAUN-BLANQUET, 1964; ELLENBERG, 1974). Sie stellen einen Hauptanteil der Wassermolluskenhabitate (Abs. 2.1.1.).

Die **Donau** selbst ist laut ZAHLHEIMER (1979: 314) **makrophythenfrei**, gelegentlich findet man **Fontinalis sp.** an Ufersteinen.

Die untersuchten **Kiesweiher** sind ebenfalls makrophythenfrei. Auf der Oberfläche kommt es im Sommer zu massenhafter Algenentwicklung, in der Tiefe sieht man gelegentlich *Chara sp.*

In den **Bergbächen** tritt *Fontinalis sp.* auf. An ruhigen Stellen findet man *Callitriche sp.* und *Nasturtium officinale*.

Die **Augewässer** dagegen sind sehr pflanzenreich mit vielen z. T. seltenen Arten (von ZAHLHEIMER, 1979, flächendeckend kartiert), die – entsprechend der in Abs. 3.4. beschriebenen Gewässertypisierung – aufgelistet sind. Die jeweils im tiefsten Bereich eines Gewässers lebende Pflanzengesellschaft wird zur Charakterisierung der Gewässer herangezogen (vgl. Abs. 2.1.1. und Abs. 2.2.2.). **Zudem werden Abkürzungen definiert** (vgl. Abs. 8.3.). Die Angaben zu ökologischen Ansprüchen und Verhalten im Donautal entstammen OAG (1978) und ZAHLHEIMER (1979).

1. Altwässer:

1.1. Aperiodisch trockenfallende, tiefere Altwässer:

Myriophyllo-Nupharetum

(**Teichrosen-Gesellschaft**) – (MN)

– in mäßig bewegten Gewässern mit mittleren Wasserständen zwischen 50 und 100, maximal 200 cm; erträgt stärkere Abwasserbelastungen, ist bestens an die Auedynamik angepaßt (ZAHLHEIMER, 1979: 69/73).

Potamogeton pectinatus

(**Laichkraut**) – **Gesellschaft (PP)**

– typisch für tiefere Gewässer mit stärkeren Wasserspiegelschwankungen, aber auch für kleine, isolierte, donanahe Weiher und größere Gewässer mit unregelmäßigen Wasserbewegungen (ZAHLHEIMER, 1979: 89).

Ceratophyllum demersum

(**Hornkraut**) – **Gesellschaft (CD)**

– in kleineren Weihern von geringer Tiefe häufig; füllt manche Kleingewässer völlig aus (ZAHLHEIMER, 1979: 84).

1.2. Periodisch trockenfallende, wenig tiefe Flachgewässer:

Alismatetum lanceolati

(Lanzett-Froschlöffel – Gesellschaft) (AL)

– in Gewässern, deren Instabilität weder ausdauernde Wasser- noch Röhrichtpflanzen-Gesellschaften zuläßt (ZÄHLHEIMER, 1979: 55).

Acoretum calami

(Kalmus-Röhricht – Gesellschaft) (AC)

– bildet als stabiles Dauerröhricht oft den äußersten wasserseitigen Verlandungsgürtel bis etwa 50 cm mittlerer Wassertiefe (ZÄHLHEIMER, 1979: 134).

Phragmitetum communis

(Schilf-Röhricht – Gesellschaft) (PG)

– laut ELLENBERG (1978) ist das Schilf die „kampfkraftigste“ aller mitteleuropäischen Sumpfpflanzen, dessen Ausbreitung mit der Verlandung einhergeht (GEPP et al., 1985: 101). Erst langanhaltende hohe Wasserstände bringen es zum Sterben (ZÄHLHEIMER, 1979: 131).

2. Temporäre Kleingewässer:

Glycerietum maximae

(Wasserschwaden-Röhricht – Gesellschaft) (GM)

– typisch für seichte, über längere Zeit trockenfallende Tümpel und für die Verlandungszone der Altwässer (mittlerer Wasserstand: 10–0 cm), häufig am Ufer langsam fließender Gräben (ZÄHLHEIMER, 1979: 129).

Lemnetea

(Teichlinsen-Decken) – Klasse (LM)

– viele mit verschiedenen Arten ausgeformte Gesellschaften; in windgeschützten Gewässern ohne Überflutung (ZÄHLHEIMER, 1979: 58).

Chlorophyceen

(Fadenalgen) – Gesellschaften (CL)

– meist mit *Cladophora sp.* (typisch für nährstoffreiche Gewässer) und der in weniger belasteten Stillgewässern seltener anzutreffenden *Spirogyra sp.* (SCHWOERBEL, 1980a: 150 und BLAW, 1984: 45). Beide bilden als Fadenalgen Polster und bedecken oft große Teile seichter Kleingewässer. Beim Trockenfallen überziehen sie teppichartig den Boden; darunter ziehen sich – wegen der Feuchtigkeit – viele Tiere zurück, insbesondere Wassermollusken.

Caricetum gracilis

(Schlankseggen-Ried – Gesellschaft) (GC)

– leitet als der trockenste untersuchte Standort zu terrestrischen Gesellschaften über. Es kennzeichnet Geländemulden und fast völlig verlandete Gräben; dort sinkt der Grundwasserstand im Sommer bis auf –30 cm ab (OAG, 1978: 14).

3. Fließgewässer und Gräben der Ebene:

Callitricetum obtusangulae

(Wasserstern – Gesellschaft) (CO)

– typisch für eutrophierte, abwasserbelastete, langsam fließende Gräben und Bäche; sehr häufig (ZÄHLHEIMER, 1979: 81).

Veronica anagalis-aquatica

(Wasserehrenpreis) – Gesellschaft (VA)

– im quellenahen Bereich von Gräben mit

schwach bewegtem Wasser; wird grabenabwärts von CO abgelöst (ZÄHLHEIMER, 1979: 141).

Nasturtietum officinalis

(Brunnenkressen – Gesellschaft) (NO)

– selten und nur im Quellbereich; wird von CO abgelöst (ZÄHLHEIMER, 1979: 141).

Ranunculion fluitantis

(Flutender Hahnenfuß – Verband) (RF)

– im Falle der typischen Flußgesellschaften wird statt einer Gesellschaft die übergeordnete Assoziation angegeben. In den meisten Fällen handelt es sich um die „wärmebedürftige Sparganio-Ranunculetum tiefer, trög fließender, schlammreicher Gewässer“ (SCAMONI, 1963: 177).

Böden und Substrate

1. Augewässer

Das natürliche Substrat der Aue ist das Talsediment der Donau. Der Boden ist lehmig sandig (vgl. Abs. 3.1. und Abs. 3.2.).

Die **Gewässerböden der rezenten Aue** sind **erdig-schlammig**, an bewegten Stellen kommt der darunterliegende Kies zum Vorschein. Mineralisation dominiert über die Anreicherung organischen Materials. Die immer wiederkehrende Aufwirbelung durch Hochwasser und Windeinfluß sorgt für ständige Umverteilung der Sedimente. Hinzu kommt die Ablagerung neuer allochthoner Schwebstoffe bei Überschwemmungen (BOTNARIUC, 1967: 43-45).

Das **Bodensubstrat der fossilen Augewässer** ist vom Verlandungsprozeß und von Eutrophierung bestimmt. Biologisches Material wird autochthon eingetragen (abgestorbene Pflanzen und Tiere). Am Boden findet eine Akkumulation von Detritus (Sedimente organischen Ursprungs) statt. Es entsteht **Faulschlamm** als dominierendes Bodensubstrat: schwarzer, in anaerobem Abbau befindlicher Detritus mit Schwefelwasserstoffbildung (GROHS, 1943: 372; UHLMANN, 1982: 43). Das Gewässer wird zunehmend seichter, Pflanzen dringen weiter in das Wasser vor, sterben und sinken zu Boden. Dieser Vorgang wiederholt sich bis zur völligen Auflandung (BAUMANN, 1985: 107).

In den **Fließgewässern der rezenten Aue** herrschen ähnliche Verhältnisse wie in den Altwässern. **Kies und Steine** spielen eine untergeordnete Rolle und sind wegen der geringen Fließgeschwindigkeit meist von Schlamm überzogen. Lediglich das **Donaubett** hat eine andere Struktur mit Grob- und Feinkies, größeren Steinen, Blöcken und Sand – eine Folge der hohen Strömung.

Die Ausformung des Bodensubstrats der **Fließgewässer und Gräben der fossilen Aue** hängt stark von der Belastung durch Nährstoffeintrag und von den Strömungsverhältnissen ab. In den langsam fließenden Gewässern bildet sich Faulschlamm, während in schneller fließenden Sand, Kies und Steine dominieren.

2. Bergbäche

In den Bergbächen des Bayerischen Waldes herrschen die für Mittelgebirgsbäche typischen Substrate (ILLIES, 1961a: 7-9; BRAUKMANN, 1984: 16) vor wie **Steine, Kies und Sand**, an ruhigen Stellen kommt es zu Schlammablagerungen.

3.4. Gewässertypisierung

Die Gewässer des Untersuchungsgebietes werden nach ihren Eigenschaften (in den Abs. 3.2. und Abs. 3.3. beschrieben) eingeteilt in:

I. Augewässer

„Als Augewässer werden summarisch alle zumindest zeitweise wassererfüllten Vertiefungen der Auenlandschaft bezeichnet. Dazu zählen v. a. ihre oberirdischen Wasserkörper (Altwasser), jedoch auch der dem Wasserlebensraum zuzurechnende, meist diffuse Saumbereich“ (GEPP et al., 1985: 24).

Die Typisierung von Augewässern wird durch verschiedene Faktoren bestimmt: Entstehung, Lage, Vegetation und Substrat (Entstehung und Lage vgl. Abs. 3.2.; Vegetation und Substrat vgl. Abs. 3.3.). Bei der Gewässertypisierung werden auch Alter und Sukzessionsstadium berücksichtigt. Das Alter ist an der Uferstruktur und den Auwaldresten erkennbar. Ältere Altwässer sind unverbaut, mit natürlichen Übergängen zwischen Flach- und Tiefwasserbereichen, bei den jüngeren (meist sechziger Jahre) fallen die mit Steinschüttung befestigten Ufer steil ab. Unter Sukzession versteht man (SCHAEFER & TISCHLER, 1983: 265) die „Ablösung einer Organismengemeinschaft durch eine andere, hervorgerufen durch Klima, Boden oder Lebenstätigkeit der Organismen selbst – nicht zu verwechseln mit Zonation, die räumliche Abfolge von Lebensgemeinschaften“. Bei den Augewässern äußert sich Sukzession im Verlandungsprozeß, zu erkennen an der Vegetation und am Substrat der Gewässer (vgl. Abs. 2.1.1.).

1. Altwässer

Altwässer sind teils natürlichen, teils anthropogenen Ursprungs. Im Verlauf ihrer Entstehung ändern sich viele abiotische Faktoren. Fließendes Wasser geht in Stagnation über, die mittlere Temperatur steigt, die Schwebstoffzufuhr verringert sich, der Verlandungsprozeß setzt ein (BOTNARIUC, 1967). Auf dem Untergrund bilden sich Schlammablagerungen. Im Laufe der Zeit nimmt die Wassertiefe ab.

Die **Altwässer der rezenten Aue** werden überflutet, trocknen periodisch (regelmäßig) oder aperiodisch (unregelmäßig) aus; dabei bilden sich Schlickflächen. Die Hochwässer räumen mit ihren Abflußkräften die Gewässer aus, hinterlassen frisch absedimentierte Schwebstoffe (ZAHLHEIMER, 1979: 18) und unterbrechen bzw. verzögern den Verlandungsprozeß (BOTNARIUC, 1967: 48).

Das **Altwasser der fossilen Aue** wird nicht mehr vom Hochwasser überflutet und steht mit der Donau nur über dem Grundwasserstrom (v. a. bei Hochwässern) in Verbindung und erhält von diesem auch seine ausschließliche Speisung (MITIS, 1938: 151). Die Schwankung des Wasserstandes geht mit der Lage in der Aue einher. Je weiter Altwässer vom Fluß entfernt bzw. durch einen Damm von ihm getrennt sind, desto geringer sind die Amplituden (GROHS, 1943: 376 ff mit Abb.; ZAHLHEIMER, 1979: 56). Der Verlandungsprozeß wird nicht gehemmt, sondern durch anthropogenen Nährstoffeintrag und Auffüllung forciert.

Je nach Tiefe, Lage und vorhandene Pflanzengesellschaften werden zwei Altwassertypen unterschieden (mit **Abkürzungen** versehen).

1.1. Aperiodisch trockenfallende, tiefere Altwässer (ca. 3 – 1 m) (A)

Großflächige Altwässer in der rezenten Aue haben direkte Verbindung zur Donau und sind starken Wasserstandsschwankungen unterworfen. Sie trocknen selten aus, d. h. nur in Zeiten mit langanhaltendem Niedrigwasserstand der Donau (z. B. Herbst 1985). Der Boden ist erdig-schlammig, an bewegten Stellen kiesig. Bei Altwässern der fossilen Aue handelt es sich um ehemalige Donauschleifen, die – an Binnenentwässerungssystemen angeschlossen – vom Oberflächenabfluß versorgt werden und kaum austrocknen. Stark vom Grundwasserstrom gespeiste Altwässer werden „**Gießen**“ genannt (RINGLER, 1983: 77). Es handelt sich hierbei um Altarme mit Quell- oder Hangwasserzustrom. Das dominierende Substrat ist Faulschlamm, nur an Grundwasseraustrittsstellen herrscht Kies vor. Charakterisiert wird dieser Gewässertyp durch das Myriophyllo-Nupharetum.

1.2. Periodisch trockenfallende Flachgewässer (≤ 1 m tief) (P)

In der rezenten Aue liegen sie meist isoliert, ohne Verbindung zur Donau, nach Überflutungen trocknen sie regelmäßig aus. Der Boden ist erdig-schlammig und wird bei jedem Hochwasser durch Sediment erneuert. Altwässer der fossilen Aue stehen unter dem Einfluß relativ geringer Wasserstandsschwankungen und befinden sich längerfristig im Verlandungsprozeß. Sie sind gekennzeichnet durch ausgedehnte Faulschlamm-bereiche und sehr üppige Vegetation.

2. Temporäre Kleingewässer (T)

Hierzu zählen Seigen (Geländevertiefungen), kleine Tümpel und Drainagegräben. Sie werden bei Hochwasser vom Flußwasser (rezente Aue) oder vom aufsteigenden Grundwasser (fossile Aue) gefüllt und fallen anschließend längere Zeit trocken; dabei bleibt der Boden je nach Flurabstand des Grundwassers feucht (MITIS, 1938: 147).

3. Kiesweiher (K)

Die wenigen im Untersuchungsgebiet liegenden Kiesweiher sind vegetationsarm (vgl. Abs. 3.3.). Ihre Ufer sind steil und kiesig.

4. Fließgewässer (F) und Gräben (G) der Ebene

Der Übergang zwischen langsam fließenden Gräben (G) und kleinen, schneller fließenden Flüssen der Ebene (F) ist stufenlos. Kleine Gräben zeigen starke Faulschlamm-bildung und sind von den Pflanzengesellschaften GM oder PG durchsetzt. Tiefere Gräben (G) und kleine Flüsse (F) der fossilen Aue werden stark von großen Wasserpflanzenpolstern (meist Callitriche-tum obtusangulae oder Ranunculus fluitantis) eingenommen. Die Böden sind erdig-schlammig über Kiesgrund. Steine findet man sporadisch. Die Fließgewässer der rezenten Aue sind vegetationsarm, Faulschlamm-bildung ist selten.

II. Bergbäche des Bayerischen Waldes (B)

In den Bergbächen dominieren *Fontinalis sp.* und Hartsubstrate (s. Abs. 3.3.).

Anmerkung: Die Abgrenzung der einzelnen Augewässertypen ist schwierig. In den meisten Gewässern besiedeln verschiedene Pflanzengesellschaften strukturell unterschiedliche Bereiche (Zonen). Somit kommen „verschiedene Gewässertypen“ nebeneinander vor. Eindeutig abgrenzbar sind die Gewässer der rezenten und fossilen Aue (Abs. 3.2.). Eine Besonderheit stellen die Bergbäche dar. Die äußerliche Typisierung der Gewässer bleibt unzulänglich. Es wird zu diskutieren sein, ob die Analyse der – nach gemeinsamem Schnecken- und Muschelbesatz geordneten Gewässer des Donaurooms – neue Einsichten und Möglichkeiten der Charakterisierung von Augewässern liefert (vgl. Abs. 5.2.).

4. Ergebnisse

4.1. Biotopbeschreibung

Namen und Numerierung der untersuchten Gewässer sind in Tab. 4.1.1. aufgelistet. Mitangegeben sind Lage und Gewässertyp. Abb. 4.1.1. trennt die Gewässer nach Lage, Typ und Anzahl (in Klammern die Zahl der zusätzlichen Molluskenaufnahmen, s. u.). Die Lage der Gewässer zeigt Abb. 4.1.2. Der eingezeichnete Hochwasserdamm (-----) trennt rezente und fossile Aue. Die fossile Aue ist im Norden und Süden durch Hochterrassenkanten (vgl. Abs. 3.1.) begrenzt (■ in Abb. 4.1.1. bzw. — in Abb. 4.1.2.). Untersucht wurden 28 Fließ- und 71 Stillgewässer der Aue und 5 Bergbachsysteme des Bayerischen Waldes (hinzu kommen die von JUNGBLUTH et al. (1986) aufgenommenen, Gew. Nr. 701-721, vgl. Abs. 2.1.5.).

Nachfolgend werden innerhalb der in Abs. 3.2. definierten und in Abb. 4.1.1. dargestellten hydro-ökologischen Gliederung des Gebiets die

untersuchten Gewässer vorgestellt. Ihre wichtigsten Eigenschaften sind in Tabellen zusammengefaßt. Es handelt sich um Durchschnittswerte der z. T. aus mehreren Messungen gemittelten Daten der einzelnen Gewässer.

Eine detaillierte Beschreibung des Gebietes und der einzelnen Gewässer geben SIEBECK & FOECKLER (1986, Teil I: 15-181). In einem Anhang (1986, Teil II) sind die Einzeldaten der gemessenen Variablen und beschreibenden Eigenschaften aller Gewässer aufgeführt. Die Tabellen enthalten äußere Merkmale (Name, Bodensubstrat und Pflanzenbesatz), chem./physikalische Daten geländemorphologische Kennzeichen (Fläche, Tiefe, Umland u. a.) und die biotischen Eigenschaften (Artenlisten, Artenzahl u. a.).

4.1.1. Die rezente Aue

4.1.1.1. Die Donau und die Fließgewässer der rezente Aue

Die **Donau** (Gew. Nr. 1) durchzieht mit einer Flächenausdehnung von ca. 425 ha als zentrales Gewässer das gesamte Untersuchungsgebiet (Abb. 4.1.2.). Innerhalb des Dammvorlandes ist die Donau meist von Grünland bzw. Auwald begleitet. In Anbetracht der Größe des Flusses und der erheblichen anthropogenen Beeinflussung des Einzugsgebietes der Donau, kann diese Zone nur als Pufferstreifen eingestuft (Umland=3) werden. Die Donau führt – gemäß dem Kalkreichtum ihres Einzugsgebietes – ionenreiches Wasser (Mg^{2+} : 20.7 mg/l, Ca^{2+} : 76 mg/l, Na^+ : 14.1 mg/l, K^+ : 2.8 mg/l und Leitfähigkeit: 518 S/cm). Die Sauerstoffversorgung ist gut (12.1 mg/l), es kommt zeitweise zu Sauerstoffübersät-

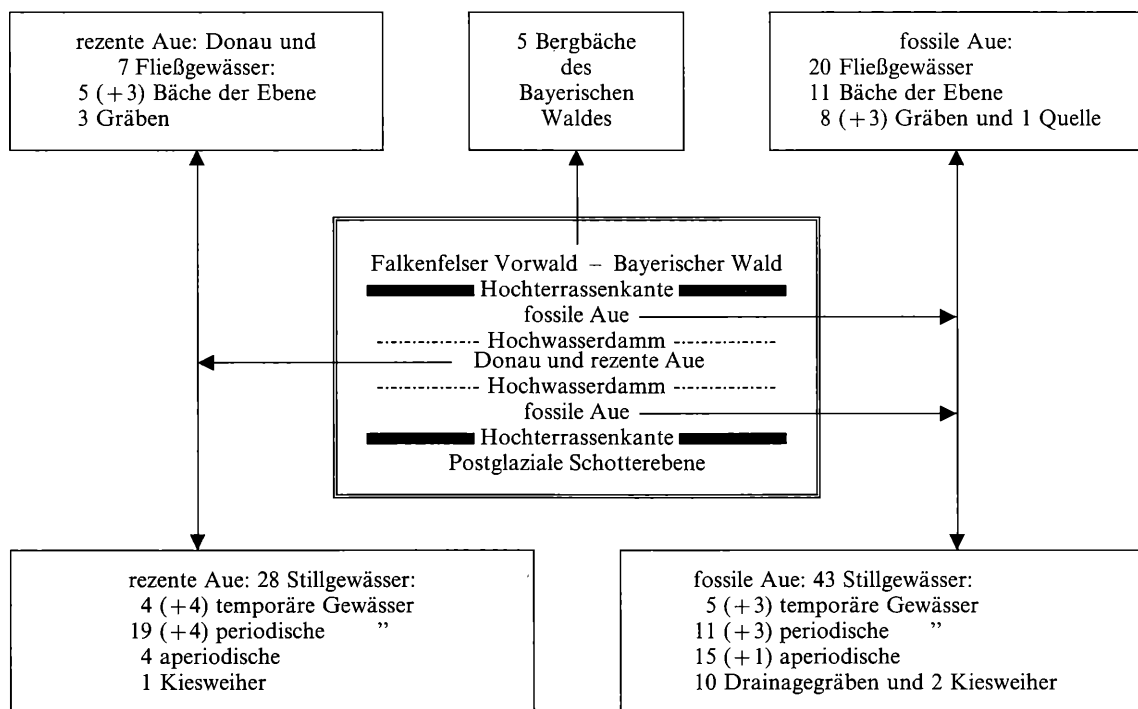


Abbildung 4.1.1.

Schematische Aufteilung der untersuchten Gewässer nach Lage, Typ und Anzahl gemäß der ökologischen Raumgliederung des Untersuchungsgebietes Donauroom Straubing; (in Klammern die Anzahl der von JUNGBLUTH et al. (1986) untersuchten Gewässer, s. Abs. 2.1.5.).

Tabelle 4.1.1.

Numerierung, Name, Lage (vgl. Abb. 4.1.2.) und Typisierung der untersuchten Gewässer des Donauraums Straubing.

Nr.	Name	L	G	Nr.	Name	L	G
1	Donau	R	F	64	Allachbach	R	G
2	Geislinger Mühlbach	F	G	65	Altwasser Pillmoos	R	A
3	Pfatterer Au – West	F	A	66	Straubinger Hauptkanal	F	G
4	Alte Donau in Pfatter	F	F	67	Augraben	F	G
5	Tümpel in der Hagenau	R	P	68	Nachtweidegraben	F	G
6	Pfatterer Au – Ost	R	P	69	Rinkamgraben	F	G
7	Pfatterer Au – Mündung	R	F	70	Graben am „Zipfel“	F	G
8	Altwasser Spannenwörth	R	P	71	Kammerlohbach	F	G
9	Gmünder Graben	R	G	72	Moosgraben „Oberlauf“	F	G
10	Kirchenbach Aue	F	A	73	Moosmühlbach/Moosgraben	F	G
11	Altwasser östlich Irling	R	P	74	Moosmühlbach am „Frauenbründl“	F	F
12	Altwasser westlich Irling	R	P	75	Tümpel am „Frauenbründl“	F	P
13	Tümpel im Stöcklwörth	R	P	76	Weier bei Einhausen	F	A
14	Giffa Altwasser	F	P	77	Irlinger Graben	F	T
15	Neubuch Graben	F	T	78	„Url“	F	A
16	Tümpel im „Hagen“	F	P	79	Altwasser „Untere Au“	F	P
17	Wörthgraben	F	T	80	Altwasser „Baulacken“	R	P
18	Alte Wiesent	F	G	81	zw. „Url“ und „Keller“	F	G
19	Alte Donau – Naturdenkmal	F	P	82	Altwasser „Keller“	F	A
20	Großer Wörthgraben	F	T	83	zw. „Keller“ und „Oh“	F	G
21	Griesanger Graben	F	P	84	Altwasser „Oh“	F	A
22	Osterbach – Mündung	B	B	85	Seige nördlich „Ristfeld“	R	T
23	Wiesent	F	F	86	Tümpel nördlich „Ristfeld“	R	T
24	Wellerbach	B	B	87	zw. „Oh“ und „Krebsgrube“	F	G
25	Gmünder Au – Mündung	R	F	88	Altwasser „Krebsgrube“	F	A
26	Gmünder Au – am Weiher	R	P	89	zw. „Krebsgrube“ und „Weißen See“	F	G
27	Staddorfer See	F	A	90	„Weißen See“	F	A
28	Staddorfer See – Auslauf	F	G	91	Altwasser „Bacherei“	R	P
29	Staddorfer Mühlbach	F	G	92	Altwasser bei Obermotzing	R	P
30	Mühlbach bei Niederachdorf	F	G	93	Altwasser bei Niedermotzing	R	A
31	Seige bei Niederachdorf	F	T	94	Kleegraben	F	G
32	Altwasser Niederachdorf	R	P	95	Kleegraben Altwasser	F	P
33	Waldtümpel bei Kiefelmauth	R	T	96	Kleine Laaber Altwasser	F	P
34	Elsengraben	B	B	97	Kleine Laaber Tümpel	F	A
35	Elsengraben „Weiher“	F	G	98	Kiesweiher nördlich Bruckmühle	F	K
36	Elsengraben „Tümpel“	F	P	99	Kirchenbach	F	F
37	Pondorfer Altwassergraben	R	G	100	Alte Laaber	F	F
38	Pondorfer Altwasser	R	P	101	Kleine Laaber vor Bruckmühle	F	F
39	Kiesweiher bei Pondorf	R	K	102	Kl. Laaber zw. Bruck- u. Wallmühle	F	F
40	Seige am Kiesweiher	R	T	103	Große Laaber vor Wallmühle	F	F
41	Großer Perlbach – System	B	B	104	Große Laaber – Mündung	R	F
42	Altwasser Oberzeitldorn	R	P		JUNGBLUTH et al. (1986) – Gewässer		
43	Altwasser südlich Pittrich	R	P	701	Pfatterer Au – Nordwest	R	P
44	Altwasser östlich Pittrich	R	P	702	Pfatterer Au – Südwest	R	P
45	Altwasser Breitenfeld	R	A	703	Tümpel südlich Neubuch	R	T
46	Tümpel – Oberauer Schleife	R	P	704	Tümpel am Griesanger Graben	F	P
47	Altwasser Öberau	R	P	705	Wiesent – Kanal südl. Oberachdorf	F	G
48	Altwasser Sossau	R	A	706	Wiesent – Staubecken südl. Wörth	F	A
49	Kalter Graben	F	G	707	Tümpel an der Wellerbachmündung	F	P
50	Köbnach bis Kirchroth	B	B	708	Wiesent – Altwasser bei Tiefenthal	F	P
51	Köbnach – Kanal	F	F	709	Südufer der Gmünder Au	R	F
52	Köbnach „Quelle“	F	Q	710	Wiesentümpel in der Gmünder Au	R	P
53	Köbnach Altwasser	F	P	711	Altwasser an der Gmünder Au Mdg.	R	P
54	Köbnach bei Unterzeitldorn	F	F	712	Seitenbecken der Donau bei 25/711	R	F
55	Köbnach Mündung	R	F	713	kl. Seige am Altw. Oberzeitldorn	R	T
56	Gollauer See	F	A	714	gr. Seige am Altw. Oberzeitldorn	R	T
57	Fischerdorfer See	F	A	715	Neudau Graben östlich Pittrich	F	T
58	Hornstorfer See – West	F	A	716	Ausfluß des Fischerdorfer Sees	F	G
59	Hornstorfer See – Ost	F	A	717	Wiesengraben südlich Gollau	F	T
60	Hornstorfer Graben am Siel	F	P	718	Alte Donau, am „B'schlacht“ bei SR	R	F
61	Altwasser Vogelau – Nord	R	P	719	Rinkam Graben bei Rinkam	F	G
62	Altwasser Vogelau – Süd	F	A	720	Waldsumpf am Graben am „Zipfel“	F	T
63	Altwasser am „Hagl“ in SR	R	P	721	Seige am Altwasser „Baulacken“	R	T

Abkürzungen: L = Lage: R = rezente Aue; F = fossile Aue; B = Bayer. Wald;
 G = Gewässertyp: A = aperiodisches Gewässer; B = Bergbach;
 F = Fließgewässer der Ebene; G = Graben; Q = Quelle;
 P = periodisches Gewässer; T = temporäres Gewässer;

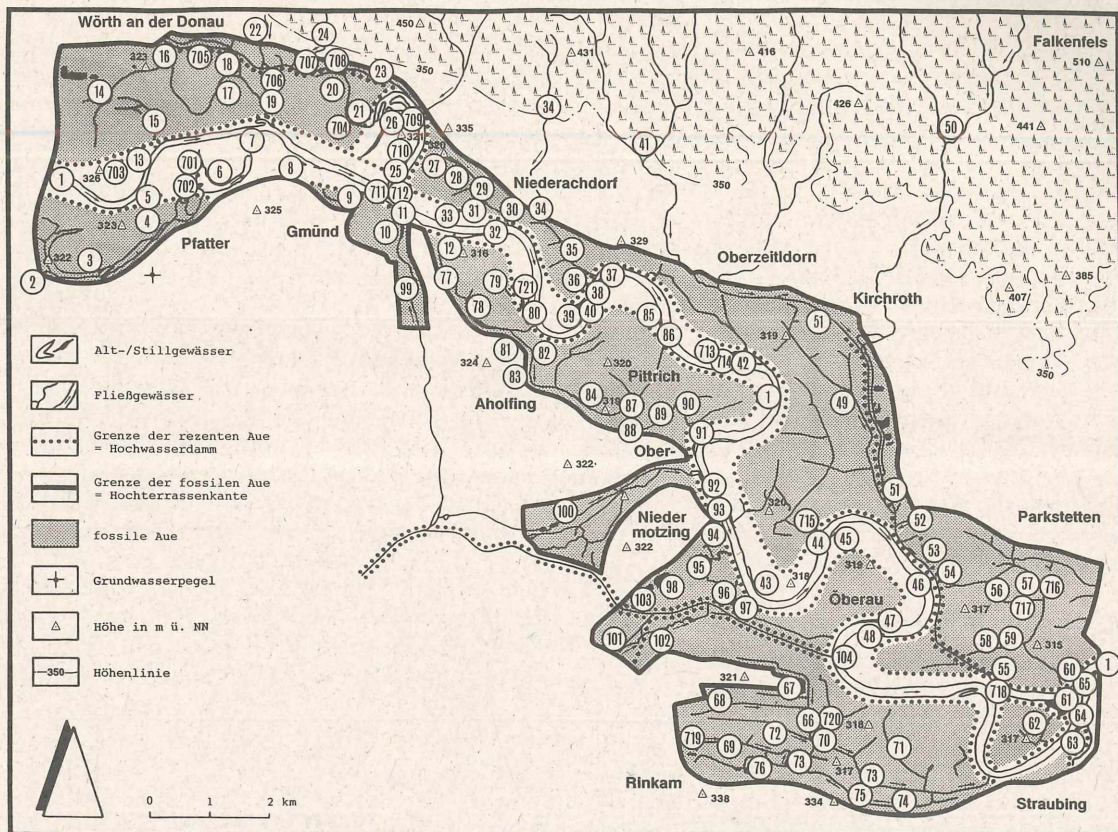


Abbildung 4.1.2.

Lage und Numerierung der untersuchten Gewässer (Namen u. Typ s. Tab. 4.1.1.).

tigung (126%). Die Fließgeschwindigkeit ist hoch (ca. 0.85 m/s und mehr). Verhältnismäßig niedrig sind die zum großen Teil anthropogen verursachten Konzentrationen von Cl⁻: 24 mg/l, NH₄⁺: 0.05 mg/l, NO₂⁻: 0.04 mg/l, NO₃⁻: 18.4 mg/l, Σ-PO₄³⁻: 1 mg/l und SO₄²⁻: 37.5 mg/l).

Weitere Fließgewässer der rezenten Aue spiegeln in ihren natürlichen chemisch/physikalischen Eigenschaften (Tab. 4.1.2.) den ionenreichen Untergrund (Talsediment) und die Belastung ihres Einzugsgebietes wider. Die Fließgewässer der rezenten Aue haben einen geringen Makro-

Tabelle 4.1.2.

Die chemisch/physikalisch – geländemorphologischen Eigenschaften der Fließgewässer der rezenten Aue (Var. = Variable, Dim. = Dimension, E = Extremwerte, n = Anzahl untersuchter Gewässer, m = Mittelwert, ± s_m = Standardabweichung des Mittelwerts; V = Variationskoeffizient).

Var.	Dim.	E	n	m	± s _m	V	Var.	Dim.	E	n	m	± s _m	V
Höhe	müNN	321–313	7	317.6	1.2	1.0%	Cl ⁻	mg/l	19.9–58.6	8	36.6	5.5	42.6%
Temp.	°C	4–21	8	13.4	2.2	47.0%	NO ₂ ⁻	mg/l	0.04–0.6	5	0.28	0.1	81.9%
pH		7.0–8.6	8	7.8	0.2	6.5%	NO ₃ ⁻	mg/l	11.3–79.5	8	26.7	7.7	81.4%
LF	µS/cm	248–929	8	620.0	83.5	38.1%	PO ₄ ³⁻	mg/l	0.70–1.4	5	1.01	0.1	30.9%
O ₂	mg/l	5.9–12.1	4	8.4	1.4	32.2%	SO ₄ ²⁻	mg/l	25.4–57.5	8	37.7	4.2	31.5%
O ₂ %	%	49–126	4	75.3	17.7	46.1%	n Pfl spp.		1–10	8	3.8	1.2	88.7%
v	m/s	0.04–0.85	8	0.3	0.1	95.5%	n Pfl Ges.		0–4	8	1.3	0.5	111.0%
Q	m ³ /s	0.07–200	8	25.6	24.9	275.0%	Areal ha		0.1–425	8	53.8	53.7	279.0%
Mg ²⁺	mg/l	6.5–31.3	8	22.3	3.2	40.8%	ha		Σ: 430				
Ca ²⁺	mg/l	26–135	8	78.6	15.0	53.9%	Tiefe m		0.1–1.0	8	0.6	0.1	56.8%
Na ⁺	mg/l	9.3–15.9	8	11.4	0.8	20.7%	Ul		3–9	8	4.3	1.1	70.9%
K ⁺	mg/l	2.4–8.9	8	4.3	0.7	46.8%	Entf. km		–	8	0	–	
NH ₄ ⁺	mg/l	0.05–3.2	5	1.0	0.6	131.0%							

zugehörige Gewässer: Nr. 1, 7, 9, 25, 37, 55, 64, 104, 709 und 712

Abkürzungen: Temp. = Wassertemperatur; LF = Leitfähigkeit (bei 25 °C); O₂% = Sauerstoffsättigung; v = Fließgeschwindigkeit; Q = Schüttung; nPfl spp. = Anzahl Wasserpflanzen; nPfl Ges. = Anzahl Wasserpflanzengesellschaften; Areal = Gewässerfläche; Tiefe = maximale Gewässertiefe; PO₄³⁻ = Gesamtposphat; Entf. = Entfernung von der rezenten Aue; Ul = Umland-Einstufung

phytenbesatz (im Durchschnitt 3.8 Pflanzenarten und 1.3 Pflanzengesellschaften pro Gewässer). Sie liegen im tiefsten Bereich der Aue (im Durchschnitt: 317.6 üNN ohne Donau) und sind von Grünland (durchschnittliche Umland-Einstufung: 4.3, s. Tab. 2.5.) umgeben. Die Tiefe schwankt zwischen etwa 0.1 m und 1.0 m, die Donau erreicht Tiefen bis ca. 7 m.

Die durchschnittliche Fläche ist wegen des hohen Anteils der Donau (425 ha) groß und der Variationskoeffizient (V) bzw. die Standardabweichung des Mittelwerts ($\pm s_m$) dementsprechend hoch. Ähnlich stark schlägt sich der hohe Abfluß der Donau auf V und $\pm s_m$ von Q nieder. Von Bächen und Gräben der fossilen Aue gespeist, sind die Fließgewässer der rezenten Aue stark von der intensiven Landwirtschaft im Einzugsgebiet belastet (Strukturierung s. Abs. 3.3.). In Tab. 4.1.2. sind die Eigenschaften der Fließwasserbiotope der rezenten Aue zusammengefaßt.

4.1.1.2. Stillgewässer der rezenten Aue

Von den 28 untersuchten Stillgewässern der rezenten Aue sind 19 als periodisch (P), 4 als temporär (T) und 4 als aperiodisch (A) zu bezeichnen, dazu kommt ein Kiesweiher (K). Die Strukturierung der meisten Altwässer (P, A) und Seigen (T) ist vielfältig und abwechslungsreich. Es herrschen erdig-schlammige Böden mit großen Schlickflächen vor. Faulschlammabildung beobachtet man in der rezenten Aue kaum. Die Vegetation ist reichhaltig und spiegelt in der Sukzession der verschiedenen Pflanzengesellschaften das Gelände relief wider. Vorherrschende Wasserpflanzengesellschaften sind: Myriophyllo – Nupharetum in größerer Tiefe, Glycerietum maximae im Flachwasser, Acoretum calami, Alis-

matetum lanceolati und Caricetum gracilis an den wechselfeuchten Standorten. Die Schilfgesellschaft (Phragmitetum communis) fehlt in der rezenten Aue mit wenigen Ausnahmen. Die durchschnittliche Anzahl der Wasserpflanzengesellschaften (2.3) ist in der rezenten Aue im allgemeinen niedrig; der Maximalwert liegt bei 8 (Gewässer 42). Vier der jüngeren Altwässer sind makrophytenfrei. Die Eigenschaften der Stillgewässer der rezenten Aue sind in Tab. 4.1.3. aufgelistet.

Das Wasser ist nährstoffreich (s. NH_4^+ -, NO_3^- -, $\Sigma-PO_4^{2-}$ - und SO_4^{2-} -Gehalte in Tab. 4.1.3.). Im Dammvorland wird meist extensive Grünlandnutzung betrieben. Die durchschnittliche Einstufung wird mit 6.9 angegeben (7 entspricht Grünland). Die Sauerstoffversorgung der Gewässer in der rezenten Aue ist anscheinend im allgemeinen günstig; im Durchschnitt 8.4 mg/l bzw. 75.6% Sauerstoffsättigung (Tab. 4.1.3.). Die Tiefen der Stillgewässer reichen von 0 (trockene Seigen bei Niedrigwasser) bis ca. 2.5 m (Gew. 39, Kiesweiher bei Pondorf) ($\emptyset = 0.8$ m). Die Gesamtfläche der Stillgewässer der rezenten Aue beträgt 95.8 ha.

4.1.2. Die fossile Aue

4.1.2.1. Fließgewässer der fossilen Aue

Die Eigenschaften der Fließgewässer der fossilen Aue sind in Tab. 4.1.4. zusammengefaßt. Chemisch/physikalisch zeigen sich wenig Unterschiede (Temperatur, pH, O_2 -Gehalt, O_2 -Sättigung und Tiefe) zu den Fließgewässern der rezenten Aue (vgl. Tab. 4.1.2.). Die Fließgeschwindigkeit liegt niedriger (im Durchschnitt 0.19 m/s), die Schüttung ist gegenüber den Gewässern

Tabelle 4.1.3.

Die chemisch/physikalisch – geländemorphologischen Eigenschaften der Stillgewässer der rezenten Aue (Var. = Variable, Dim. = Dimension, E = Extremwerte, n = Anzahl untersuchter Gewässer, m = Mittelwert, $\pm s_m$ = Standardabweichung des Mittelwerts; V = Variationskoeffizient).

Var.	Dim.	E	n	m	$\pm s_m$	V	Var.	Dim.	E	n	m	$\pm s_m$	V
Höhe	müNN	321–313	28	317.9	0.4	0.7%	Cl ⁻	mg/l	11.5–59	27	24.0	2.4	51.1%
Temp.	°C	8–24	27	12.9	0.8	31.5%	NO ₂ ⁻	mg/l	0.0–0.4	20	0.1	0.03	156.0%
pH		7.3–8.6	27	8.1	0.1	4.9%	NO ₃ ⁻	mg/l	0.4–23	27	4.8	1.2	128.0%
LF	µS/cm	413–865	27	561.0	23.2	21.5%	PO ₄ ³⁻	mg/l	0.4–5.8	20	1.8	0.4	88.7%
O ₂	mg/l	4–14.3	22	8.4	0.8	45.5%	SO ₄ ²⁻	mg/l	5.3–75	27	26.8	2.8	54.8%
O ₂ %	%	4–129	22	75.6	7.6	47.3%	n Pfl spp.		0–21	28	7.1	1.0	75.2%
v	m/s	–	28	0	–	–	n Pfl Ges.		0–8	28	2.3	0.4	84.6%
Q	m ³ /s	–	28	0	–	–	Areal	ha	0.01–31	28	3.4	1.5	227.0%
Mg ²⁺	mg/l	11–28.4	27	19.0	0.8	22.3%	ha		Σ: 95.75				
Ca ²⁺	mg/l	30–125	27	67.1	5.3	41.3%	Tiefe	m	0–2.5	28	0.8	0.1	68.4%
Na ⁺	mg/l	7–16.5	27	10.0	0.5	25.0%	Entf.	km	–	28	0	–	–
K ⁺	mg/l	1.2–19	27	5.6	0.9	78.9%	Ul		1–9	28	6.9	0.4	32.8%
NH ₄ ⁺	mg/l	0.0–4.8	20	0.9	0.3	149.0%							

zugehörige Gewässer: Nr. 5, 6, 8, 11, 12, 13, 26, 32, 38, 39, 40, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 61, 63, 65, 80, 85, 86, 91, 92, 93, 701, 702, 703, 710, 711, 713, 714, 718 und 721

Abkürzungen: Temp. = Wassertemperatur; LF = Leitfähigkeit (bei 25 °C); O₂% = Sauerstoffsättigung; v = Fließgeschwindigkeit; Q = Schüttung; nPfl spp. = Anzahl Wasserpflanzen; nPfl Ges. = Anzahl Wasserpflanzengesellschaften; Areal = Gewässerfläche; Tiefe = maximale Gewässertiefe; PO₄³⁻ = Gesamtphosphat; Entf. = Entfernung von der rezenten Aue; Ul = Umland-Einstufung;

Tabelle 4.1.4.

Die chemisch/physikalisch – geländemorphologischen Eigenschaften der Fließgewässer der fossilen Aue (Var. = Variable, Dim. = Dimension, E = Extremwerte, n = Anzahl untersuchter Gewässer, m = Mittelwert, $\pm s_m$ = Standardabweichung des Mittelwerts; V = Variationskoeffizient).

Var.	Dim.	E	n	m	$\pm s_m$	V	Var.	Dim.	E	n	m	$\pm s_m$	V
Höhe	müNN	322–315	21	318.9	0.4	0.6%	Cl ⁻	mg/l	17.6–83.0	21	46.3	4.2	41.1%
Temp.	°C	5–19	21	13.5	0.8	26.4%	NO ₂ ⁻	mg/l	0.1–0.26	10	0.2	0.03	40.4%
pH		7.0–8.1	21	7.7	0.1	4.2%	NO ₃ ⁻	mg/l	0.5–89.2	21	25.8	4.4	78.0%
LF	µS/cm	259–1138	21	729.0	48.7	30.6%	PO ₄ ³⁻	mg/l	0.2–1.37	9	0.6	0.2	74.5%
O ₂	mg/l	5.1–9.1	9	7.6	0.4	15.8%	SO ₄ ²⁻	mg/l	17.2–95.7	21	45.0	4.7	48.2%
O ₂ %	%	49–93	9	70.2	4.1	17.3%	n Pfl	spp.	1–18	21	7.8	0.9	54.2%
v	m/s	0.01–0.57	21	0.2	0.03	76.4%	n Pfl	Ges.	1–6	21	2.4	0.3	64.4%
Q	m ³ /s	0.01–1.80	21	0.3	0.1	145.0%	Areal	ha	0.04–12.3	21	1.7	0.7	175.0%
Mg ²⁺	mg/l	6.1–47.2	21	25.9	2.0	35.3%		ha	Σ: 36.3				
Ca ²⁺	mg/l	23–136	21	78.9	7.2	41.6%	Tiefe	m	0.1–1.0	21	0.5	0.1	69.2%
Na ⁺	mg/l	3.7–23.8	21	10.9	1.0	43.7%	Entf.	km	0.025–5.3	21	3.0	0.3	48.1%
K ⁺	mg/l	0.7–26.9	21	5.6	1.6	130.0%	UI		1–7	21	1.8	0.3	84.0%
NH ₄ ⁺	mg/l	0.01–0.5	10	0.2	0.1	110.0%							
zugehörige Gewässer: Nr. 2, 4, 23, 30, 34, 49, 51, 52, 54, 66, 67, 68, 69, 72, 73, 74, 99, 100, 101, 102, 103, 705, 706, 716 und 719													
Abkürzungen: Temp. = Wassertemperatur; LF = Leitfähigkeit (bei 25 °C); O ₂ % = Sauerstoffsättigung; v = Fließgeschwindigkeit; Q = Schüttung; nPfl spp. = Anzahl Wasserpflanzen; nPfl Ges. = Anzahl Wasserpflanzengesellschaften; Areal = Gewässerfläche; Tiefe = maximale Gewässertiefe; PO ₄ ³⁻ = Gesamtphosphat; Entf. = Entfernung von der rezenten Aue; UI = Umland-Einstufung;													

der rezenten Aue, zu welcher die Donau zählt, geringer (vgl. Tab. 4.1.2.). Die Mittelwerte der natürlichen Ionen- (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ und K⁺) und NO₃⁻-Gehalte sind etwa identisch. Die auf anthropogene Belastung hinweisenden Cl⁻ und SO₄²⁻-Gehalte sind in den Fließgewässern der fossilen Aue erhöht (vgl. Tab. 4.1.2.), z. T. wegen der Geologie des Untergrundes. Die hohen Ionenkonzentrationen der quellnahen Gräben (Gew. 73 und 74) des Alburger Mooses z. B. gehen auf die Hochterrassenschotter zwischen Rinkam (westlich) und Hofstetten (östlich von Straubing) (Geologische Karte von Bayern, BGL, 1981) zurück.

Die durchschnittlichen Konzentrationen an NH₄⁺, NO₂⁻ und Σ-PO₄³⁻ sind meist niedriger als in der rezenten Aue (vgl. Tab. 4.1.2.). Dominante Wasserpflanzengesellschaften sind die Assoziation des Ranunculion fluitantis und die Gesellschaften Glycerietum maximae und Callitricetum obtusangulae. In den wenigen untersuchten Quellbereichen findet man Nasturtietum officinalis. Im Bachbett der Fließgewässer der fossilen Aue breitet sich Faulschlamm über den darunter liegenden erdigen Schlamm und Kies aus als Folge des Nährstoffeintrags und der fehlenden Ausräumung durch Hochwässer. Mit 36.3 ha ist die Gesamtfläche der Fließgewässer verhältnismäßig gering, ebenso die Durchschnittsfläche (1.7 ha). Die Entfernung von der rezenten Aue reicht von 0.025 bis 5 Km, d. h. manche stehen als „Verknüpfungsstellen“ in direkter Verbindung zur Donau (z. B. Gew. 23), die meisten erstrecken sich ins Hinterland. Austauschmöglichkeiten mit den Fließgewässern der rezenten Aue bzw. der Donau (z. B. Gew. 2, 35, 49, 51/54, 66, 67, 72, 74 und 716) existieren kaum. Einige sind

durch Siele (Gew. 4) oder Schöpfwerke (Gew. 35, 73, 99 und 100) mit der rezenten Aue verbunden oder stehen über andere Flußsysteme mit der rezenten Aue indirekt in Verbindung (Gew. 101, 102 und 103 über Gew. 104). Der niedrige Durchschnittswert von 1.8 der Umland-Einstufung drückt die fast durchgehend landwirtschaftliche Nutzung des Umlandes aller Fließgewässer der fossilen Aue ohne Pufferstreifen aus. Zwei Gewässersysteme des Untersuchungsgebietes setzen sich zum großen Teil aus Fließgewässern zusammen: das Alburger Moos (Gew. 66 – 69 mit 72/73) und das Laaber System (Gew. 99 – 104). Das **Alburger Moos** nimmt im Gebiet eine Sonderstellung ein. Es handelt sich um ein ehemaliges Moor, dessen Grenze zur Aue starken zeitlichen Fluktuationen unterworfen war (ZÄHLHEIMER, 1979: 14). Das Gebiet wurde von jüngeren erdgeschichtlichen Veränderungen nicht betroffen, wie Bohrkernproben zeigen (SCHLEINER, 1985: 19). Die größten Veränderungen fanden hingegen in den letzten 100 Jahren durch landwirtschaftliche Nutzung statt. Ein weit verzweigtes Drainagesystem entwässert das Gebiet über den Moosgraben (Gew. 73) und das Schöpfwerk Straubing in die Donau.

4.1.2.2. Stillgewässer der fossilen Aue

Bei den Stillgewässern der fossilen Aue handelt es sich nur selten um natürlich verlassene Mäander (z. B. Alte Donau westlich Pfatter, Gew.3), sondern zum größten Teil um ehemalige Flußarme. Sie wurden bei Regulierungen der Donau und seiner Nebenflüsse oder im Rahmen von Dammbauten seit Anfang des letzten Jahrhunderts vom Flußregime abgeschnitten. Die we-

sentlichen hydrologischen Merkmale dieser Stillgewässer sind im Abs. 3.2. erläutert. Untersuchungen wurden 41 Gewässer mit einer Gesamtfläche von etwa 72 ha. Die Einzelflächen reichen von 0.01 bis 37.5 ha reiner Wasserfläche (im Durchschnitt: 1.7 ha). Das größte Stillgewässer ist mit 37.5 ha die Alte Donau westlich von Pfatter (Gew. 3). Bei den Kleingewässern handelt es sich oftmals um Drainagegräben. Hier fließt das Wasser nur bei erhöhtem Abfluß; ansonsten steht es und die Gräben (z. B. Gew. 15, 17–21, 71 und 77) trocknen schließlich auch aus. Drei Gräben wurden im ausgetrockneten Zustand untersucht (Gew. 31, Gew. 53 und Gew. 77). Die durchschnittliche Höhe (319 müNN) liegt nur wenig über jener der rezenten Aue (317.6 müNN). Diese Gewässer sind mit wenigen Ausnahmen (Gew. 56 und 57: ca. 2 m, Gew. 84: 2.8 m) von geringer Tiefe, im Mittel 0.63 m – eine Folge der zunehmenden Verlandung (vgl. Abs. 3.4.). Die natürlichen Ionengehalte (Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ und K^+) sind hoch, der durchschnittliche Sauerstoffgehalt ist mit 5.2 mg/l bedeutend niedriger als in der rezenten Aue. Belastungsanzeigende Konzentrationen an Cl^- , NO_2^- , NO_3^- und SO_4^{2-} schwanken sehr, sind aber im Durchschnitt höher aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung des Umlandes (durchschnittlich eingestuft mit 2.2). Die z. T. sehr niedrigen NO_3^- -Werte (z. B. 0.4–1.2 mg/l in Gew. 27–29) zeugen von starkem Grundwasserzufluß, sofern er nicht durch belastende Oberflächenwasser verdrängt wird (z. B. 31.1 mg NO_3^- /l in Gew. 30 im Anschluß an Gew. 27–29). Die $\Sigma-PO_4^{3-}$ - und NH_4^+ -Gehalte sind im allgemeinen niedriger als in der rezenten Aue, eine Folge höherer pflanzlicher Produktivität. Der

durchschnittliche Pflanzenbesatz ist mit 8.0 Arten höher – ebenso die Anzahl der Wasserpflanzengesellschaften (2.6) (vgl. Tab. 4.1.3.). Es überwiegen das *Callitricheum obtusangulae* und die *Ceratophyllum demersum*-Gesellschaft und die *Lemnion minoris* – Assoziation. Sehr häufig und großflächig tritt die Schilf-Gesellschaft *Phragmitetum communis* auf (vgl. Abs. 3.3.). Die Eigenschaften der Stillgewässer der fossilen Aue sind in Tab. 4.1.5. dargestellt.

4.1.3. Bergbäche des Bayerischen Waldes

Aus dem Falkensteiner Vorwald, dem südwestlichen Teil des Bayerischen Waldes, „schießen“ – im Vergleich zu den langsam strömenden Bächen der Donauebene – kühle, sauerstoffreiche Bergbäche ins Donautal. Die fünf bearbeiteten Bergbachsysteme teilen sich in 13 strukturell gleichförmige Teilabschnitte auf (z. B. Großes Perlbach – System mit Kleinem Perlbach, Großem und Kleinem Leithenbach) (errechnete Mittelwerte in Tab. 4.1.6.). Die Höherenerstreckung reicht von der Talebene (319 müNN) bis 650 müNN (Quellgebiet der Köbnach, Gew. 50). Die Bäche führen elektrolytarmes Wasser (Untergrund: Granit und Gneis!) mit niedrigen Mg^{2+} -, Ca^{2+} -, Na^+ - und K^+ -Konzentrationen (s. Tab. 4.1.6.). Ihr steiles Bachbett ist steinig – kiesig mit z. T. großen Arealen von Sandablagerungen. Sie erreichen Tiefen von 0.5 m an engen Stellen; der Durchschitt liegt bei etwa 0.3 m. Die Fließgeschwindigkeit schwankt zwischen 0.1 und 1.0 m/s an der Oberfläche, der Abfluß ist gering. Die niedrige Wassertemperatur, im Durchschnitt 10.8 °C trägt zur guten Sauerstoffversorgung bei. Begleitet werden diese Bäche von lich-

Tabelle 4.1.5.

Die chemisch/physikalisch – geländemorphologischen Eigenschaften der Stillgewässer der fossilen Aue (Var. = Variable, Dim. = Dimension, E = Extremwerte, n = Anzahl untersuchter Gewässer, m = Mittelwert, $\pm s_m$ = Standardabweichung des Mittelwerts; V = Variationskoeffizient)

Var.	Dim.	E	n	m	$\pm s_m$	V	Var.	Dim.	E	n	m	$\pm s_m$	V
Höhe	müNN	330–315	41	319.0	0.5	1.0%	Cl^-	mg/l	13–98.8	40	47.0	2.9	38.8%
Temp.	°C	4–27	40	14.9	0.7	27.5%	NO_2^-	mg/l	0–2.4	26	0.34	0.1	153.0%
pH		7.0–8.7	40	7.8	0.1	5.0%	NO_3^-	mg/l	0.1–84.2	40	15.0	3.0	125.0%
LF	$\mu S/cm$	232–1958	40	767.0	44.1	36.4%	PO_4^{3-}	mg/l	0.1–3.32	29	0.5	0.1	120.0%
O_2	mg/l	0–18.2	31	5.2	0.7	75.6%	SO_4^{2-}	mg/l	4.5–661	40	66.3	16.1	154.0%
$O_2\%$	%	0–166	31	48.2	6.7	77.1%	n Pfl	spp.	1–21	43	8.0	0.7	58.5%
v	m/s	0–0.09	40	0.01	0.00	268.0%	n Pfl	Ges.	0–6	43	2.6	0.2	60.5%
Q	m^3/s	0–0.4	40	0.02	0.01	387.0%	Areal	ha	0.01–37	43	1.7	0.9	342.0%
Mg^{2+}	mg/l	4.4–42.5	40	24.2	1.1	27.6%		ha	$\Sigma: 72.0$				
Ca^{2+}	mg/l	22–365	40	93.5	8.3	55.9%	Tiefe	m	0.1–2.75	43	0.6	0.1	83.4%
Na^+	mg/l	4.6–27.6	40	10.6	0.9	53.0%	Entf.	km	0.025–5	43	1.2	0.2	89.8%
K^+	mg/l	0.3–16.9	40	6.1	0.7	71.6%	Ul		1–9	43	2.2	0.3	95.1%
NH_4^+	mg/l	0.01–2.0	26	0.36	0.09	125.0%							
zugehörige Gewässer: Nr. 3, 10, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 27, 28, 29, 31, 35, 36, 53, 56, 57, 58, 59, 60, 62, 70, 71, 75, 76, 77, 78, 79, 81, 82, 83, 84, 87, 88, 89, 90, 94, 95, 96, 97, 98, 704, 707, 708, 715, 717 und 720													
Abkürzungen: Temp. = Wassertemperatur; LF = Leitfähigkeit (bei 25 °C); $O_2\%$ = Sauerstoffsättigung; v = Fließgeschwindigkeit; Q = Schüttung; nPfl spp. = Anzahl Wasserpflanzen; nPfl Ges. = Anzahl Wasserpflanzengesellschaften; Areal = Gewässerfläche; Tiefe = maximale Gewässertiefe; PO_4^{3-} = Gesamtphosphat; Entf. = Entfernung von der rezenten Aue; Ul = Umland-Einstufung;													

Tabelle 4.1.6.

Die chemisch/physikalisch – geländemorphologischen Eigenschaften der Bergbäche des Donauraums Straubing (Var. = Variable, Dim. = Dimension, E = Extremwerte, n = Anzahl untersuchter Gewässer, m = Mittelwert, $\pm s_m$ = Standardabweichung des Mittelwerts, V = Variationskoeffizient).

Var.	Dim.	E	n	m	$\pm s_m$	V	Var.	Dim.	E	n	m	$\pm s_m$	V
Höhe	müNN	650–319	13	–	–	–	Cl ⁻	mg/l	1.0–20.3	13	9.1	1.6	61.9%
Temp.	°C	3–15	13	10.8	1.0	32.2%	NO ₂ ⁻	mg/l	0.0–0.24	11	0.06	0.02	130.0%
pH		4.9–7.9	13	7.3	0.2	10.3%	NO ₃ ⁻	mg/l	3.4–20.8	13	12.0	1.4	42.5%
LF	µS/cm	81–295	13	178.0	17.9	36.3%	PO ₄ ³⁻	mg/l	0.26–0.7	11	0.47	0.04	31.4%
O ₂	mg/l	7–10	11	8.9	0.3	10.7%	SO ₄ ²⁻	mg/l	22.5–112	13	40.7	7.6	66.9%
O ₂ %	%	66–94	11	81.4	2.9	11.8%	n Pfl	spp.	1–7	5	3.2	1.0	71.3%
v	m/s	0.1–0.85	13	0.34	0.1	64.6%	n Pfl	Ges.	0–2	5	1.0	0.3	70.7%
Q	m ³ /s	0.01–0.2	13	0.07	0.02	95.2%	Areal	ha	0.03–16.0	5	6.4	3.5	123.0%
Mg ²⁺	mg/l	1.0–6.7	13	3.8	0.5	44.2%	ha	Σ: 32.1					
Ca ²⁺	mg/l	5–25	13	15.4	1.6	38.0%	Tiefe	m	0.2–0.5	5	0.3	0.1	47.1%
Na ⁺	mg/l	4.1–12.5	13	8.2	0.6	26.6%	Entf.	km	entfällt				
K ⁺	mg/l	4.1–12.5	13	2.9	0.6	80.0%	Ul		1–9	5	5.4	1.5	60.9%
NH ₄ ⁺	mg/l	0.05–0.4	11	0.16	0.03	71.1%							

zugehörige Gewässer: Nr. 22, 24, 34, 41 und 50

Abkürzungen: Temp. = Wassertemperatur; LF = Leitfähigkeit (bei 25 °C); O₂% = Sauerstoffsättigung; v = Fließgeschwindigkeit; Q = Schüttung; nPfl spp. = Anzahl Wasserpflanzen; nPfl Ges. = Anzahl Wasserpflanzengesellschaften; Areal = Gewässerfläche; Tiefe = maximale Gewässertiefe; PO₄³⁻ = Gesamtphosphat; Entf. = Entfernung von der rezenten Aue; Ul = Umland-Einstufung;

tem Nadelwald (Wasserpflanzenbesatz s. Abs. 3.3.). Das Gebiet ist nur dünn besiedelt, folglich sind die Bäche, zumindest im oberen Bereich, unbelastet. Dementsprechend fallen die Cl⁻, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻ und Σ-PO₄³⁻-Werte (s. Tab. 4.1.6.) niedrig aus. Lediglich die Sulfatkonzentration ist hoch (im Durchschnitt: 40.7 mg/l) – u. U. ein Anzeichen saurer Deposition (SCHOEN, 1985). Der pH zeigt ein breites Spektrum, sein Variationskoeffizient ist im Vergleich zu Gewässern der Talaue relativ hoch. Im Quellbereich der Köbnach, einem Hochmoor, wurde pH = 3.9 gemessen.

Die Gesamtfläche der untersuchten Bergbäche ist gering, da nicht alle im Einzugsgebiet erfasst wurden. Die durchschnittliche Größe (6.4 ha) ist hoch, obwohl vom Osterbach nur der Mündungsbereich (0.05 ha) in die Rechnung eingeht. Beim Eintritt ins Donautal kalkt sich das Bergbachwasser auf und verändert erheblich seinen Charakter – die Bergbäche gehen in Tieflandbäche der fossilen Aue über (vgl. Abs. 4.1.2.1.). Die Eigenschaften der Bergbäche faßt Tab. 4.1.6. zusammen.

4.2. Die Wassermolluskenarten

4.2.1. Verzeichnis der nachgewiesenen Arten und ihre Eigenschaften

Tab. 4.2.1. enthält eine Auflistung aller bisher im Donauraum Straubing nachgewiesenen Wassermolluskenarten und ihrer Eigenschaften. Die Liste umfaßt 58 Wassermolluskenarten und eine ökologische Formvariation (dickschalig und verkürzt), *Pisidium casertanum* f. *ponderosa*, die in kalkreichen Flüssen und Seen beobachtet (GLÖER et al., 1987: 65), und in Tab. 4.2.1. formal als 57. Art aufgeführt ist. Das Arteninventar

verteilt sich auf 3 systematische Hauptgruppen: 12 Vorderkiemerschnecken, 26 Lungenschnecken und 21 Muscheln. In Abs. 8.1. befindet sich eine systematische Auflistung aller Arten mit kurzen Kommentaren zum Vorkommen und zur Autökologie. In den Abbildungen 4.1 bis 4.59 (Abs. 8.2.) ist die Verbreitung aller Arten im Donauraum Straubing dargestellt. Die Abbildungsnummern entsprechen den „Artnummern“, die weiterhin beibehalten werden (Symbolik s. Abs. 2.1.6.).

4.2.1.1. Veränderungen gegenüber HÄBLEIN (1966), neue Arten, erloschene Arten und taxonomische Besonderheiten

Die Artenzahl hat sich von 49 (HÄBLEIN, 1966) auf 59 erhöht. Es sind also 10 (Nr. 18, 22, 26, 32, 33, 36, 49, 57, 58 und 59) hinzugekommen. Hier von wurden 18, 22, 26, 36, 49, und 57 lebend nachgewiesen. 4 Neufunde, *Gyraulus acronicus* (32), *Gyraulus rossmaessleri* (33), *P. moitessieranum* (58) und *P. tenuilineatum* (59) konnten nur tot nachgewiesen werden anhand älterer, subfossiler Schalen.

Drei von HÄBLEIN (1966) gemeldete Arten, *Bythiospeum acicula* (9), *Bythinella austriaca* (10) und *Anisus vorticulus* (29) wurden nicht wiedergefunden. Sechs der von HÄBLEIN (1966) angeführten Arten (Nr. 1, 2, 4, 8, 41 und 44) wurden nur durch leere Schalen nachgewiesen. Das Vorkommen dieser 6 Arten, der 3 nicht bestätigten (9, 10 und 29) und der 4 „toten“ Neufunde (32, 33, 58 und 59) wird im Gebiet für erloschen erklärt (JUNGBLUTH et al., 1986: 482–485 u. 491), **d. h. 13 früher im Gebiet lebende Wassermolluskenarten fehlen.**

Tab. 4.2.2. faßt die Veränderungen seit HÄBLEIN (1966) zusammen.

Tabelle 4.2.1.

Wassermolluskenarten im Donauraum Straubing und ihre Eigenschaften

Nr.	Art	H	Verbr.typ	GWT	S	G	E	h	in n Gew.			in % Gew.			% Vork.			GH%
									R	F	B	R	F	B	R	F	B	
1	<i>Theo. transversalis</i>	+	danub	F--	S	1	A	T	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	<i>Theodoxus danubialis</i>	+	pont-din	F--	S	O	A	T	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	<i>Viviparus cetectus</i>	+	(o-)eur	A/P	B	3	D	S	1	7	-	2	10	-	12	88	-	7
4	<i>Viviparus acerosus</i>	+	danub	APF	S	1	D	T	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	<i>Valvata cristata</i>	+	pal	P/T	P	-	D	H	8	20	-	18	27	-	29	71	-	23
6	<i>Valvata macrostoma</i>	#	n-eur-sib	T/P	B	2	D	H	15	11	-	33	15	-	58	42	-	21
7	<i>Valvata piscinalis</i>	+	pal	A/F	B	3	D	H	25	12	-	56	16	-	68	32	-	30
8	<i>Valvata naticina</i>	+	o-eur-pont	F--	-	O	D	T	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	<i>Bythiospeum acicula</i>	+	n-alp	I/Q	B	2	D	O	H	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	<i>Bythinella austriaca</i>	+	o-alp-karp	Q--	P	3	D	O	-	H	-	-	-	-	-	-	-	-
11	<i>Litho. naticoides</i>	+	pont	F--	B	1	D	S	6	1	-	13	1	-	86	14	-	6
12	<i>Bithynia tentaculata</i>	+	pal	AFP	-	D	A	31	45	-	69	62	-	41	59	-	62	
13	<i>Acroloxus lacustris</i>	+	eur-sib	A--	P	3	A	R	6	11	-	13	15	-	35	65	-	14
14	<i>Aplexa hypnorum</i>	+	hol	P/T	P	2	H	H	15	11	-	33	15	-	58	42	-	21
15	<i>Physa fontinalis</i>	+	hol	A/F	P	3	H	S	1	10	-	2	14	-	9	91	-	9
16	<i>Galba truncatula</i>	+	hol	APT	P	-	O	H	20	13	-	44	18	-	61	39	-	27
17	<i>Stagnicola turricula</i>	+	danub	APT	P	4	O	A	20	30	-	44	41	-	40	60	-	41
18	<i>Stagnicola corvus</i>	-	eur	A/P	P	3	O	S	-	1	-	-	1	-	100	-	-	1
19	<i>Radix auricularia</i>	+	pal	A--	P	3	O	H	22	14	-	49	19	-	61	39	-	29
20	<i>Radix ovata</i>	+	pal	F/A	S	-	O	R	7	11	-	16	15	-	39	61	-	15
21	<i>Radix ampla</i>	+	o-u.m-eur	A/F	P	2	O	S	3	T	-	7	-	-	100	-	-	2
22	<i>Radix peregra</i>	-	pal	AFP	P	-	O	S	-	1	4	-	1	80	-	20	80	4
23	<i>Lymnaea stagnalis</i>	+	hol	A/P	P	3	O	A	25	22	-	56	30	-	53	47	-	38
24	<i>Planorbis planorbis</i>	+	w-pal	PAT	P	-	H	A	22	32	-	49	44	-	41	59	-	44
25	<i>Planorbis carinatus</i>	+	eur	A/P	P	3	H	R	1	22	-	2	30	-	4	96	-	19
26	<i>Anisus spirorbis</i>	-	pal	T--	P	1	H	R	8	6	-	18	8	-	57	43	-	11
27	<i>Anisus leucostoma</i>	+	w-pal	T--	P	2	H	S	-	1	-	-	1	-	100	-	-	1
28	<i>Anisus vortex</i>	+	eur-sib	A/P	P	3	H	A	17	25	-	38	34	-	40	60	-	34
29	<i>Anisus vorticulus</i>	+	o-u.m-eur	A--	P	1	H	O	-	H	-	-	-	-	-	-	-	-
30	<i>Bathymoph. contortus</i>	+	pal	A/P	P	3	H	R	1	16	-	2	22	-	6	94	-	14
31	<i>Gyraulus albus</i>	+	w-pal	A/F	P	-	H	H	16	22	-	36	30	-	42	58	-	31
32	<i>Gyraulus acronicus</i>	-	sib-bor-alp	A/P	-	1	H	T	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
33	<i>Gyr. rosmaessleri</i>	-	m-u.o-eur	APT	P	1	H	T	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-
34	<i>Gyraulus crista</i>	+	hol	A--	P	3	H	R	4	14	-	9	19	-	22	78	-	15
35	<i>Hippeutis complanatus</i>	+	w-pal	A/P	P	3	H	R	5	12	-	11	16	-	29	71	-	14
36	<i>Segmentina nitida</i>	-	pal	P/A	P	2	H	S	-	3	-	-	4	-	100	-	-	2
37	<i>Planorbis carinatus</i>	+	eur-sib	A/P	P	-	H	A	25	29	-	56	40	-	46	54	-	44
38	<i>Ancylus fluviatilis</i>	+	eur	F/Q	S	3	A	S	3	1	3	7	1	60	43	14	43	6
39	<i>M. margaritifera</i>	*	hol	FBB	B	1	F	S	-	-	1	-	-	20	-	-	100	1
40	<i>Unio pictorum</i>	+	eur	F/A	B	3	F	R	14	7	-	31	10	-	67	33	-	17
41	<i>Unio crassus</i>	+	eur	F--	B	1	F	T	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-
42	<i>Anodonta cygnea</i>	+	eur-sib	A/F	B	2	F	S	5	2	-	11	3	-	71	29	-	6
43	<i>Anodonta anatina</i>	+	eur-sib	F/A	B	3	F	R	12	9	-	27	12	-	57	43	-	17
44	<i>Pseudano. complanata</i>	+	eur	F/A	B	1	F	T	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
45	<i>Dreissena polymorpha</i>	+	pont-m-eur	F/A	S	-	F	S	9	1	-	20	1	-	90	10	-	8
46	<i>Sphaerium rivicola</i>	+	m-u.o-eur	F/A	B	2	F	S	4	-	-	9	-	-	100	-	-	3
47	<i>Sphaerium corneum</i>	+	pal	A/F	B	-	F	H	11	22	-	24	30	-	33	67	-	27
48	<i>Musculium lacustre</i>	+	pal	P/A	B	3	F	H	8	17	-	18	23	-	32	68	-	20
49	<i>Pisidium amnicum</i>	-	pal	F/A	B	2	F	S	T	1	3	-	1	60	-	25	75	3
50	<i>Pisidium henslowanum</i>	+	pal	F/A	B	3	F	R	6	8	-	13	11	-	43	57	-	11
51	<i>Pisidium supinum</i>	+	eur-sib	F--	B	2	F	S	3	3	-	7	4	-	50	50	-	5
52	<i>Pisidium milium</i>	+	hol	A/F	B	3	F	S	-	9	-	-	12	-	100	-	-	7
53	<i>Pisidium subtruncatum</i>	+	hol	A/F	B	-	F	R	2	16	3	4	22	60	10	76	14	17
54	<i>Pisidium nitidum</i>	+	hol	F/A	B	3	F	R	2	13	-	4	18	-	13	87	-	12
55	<i>Pisidium personatum</i>	+	eur	QIF	B	-	F	S	-	T	3	-	-	60	-	-	100	2
56	<i>Pisidium casertanum</i>	+	kosm	FTQ	B	-	F	R	6	9	3	13	12	60	33	50	17	15
57	<i>P. cas. f. ponderosa</i>	-		F--	B	-	F	S	2	T	-	4	-	-	100	-	-	2
58	<i>P. moitessierianum</i>	-	eur	A/F	B	3	F	T	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
59	<i>P. tenuilineatum</i>	-	eur	F/A	B	3	F	T	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-

Abkürzungen: H/+ = HÄBLEIN - Nachweis, 1966; #: bei HÄBLEIN (1966: 30/104) = *V. pulchella*; * = HESSLING (1859) u. BAUER & ZWÖLFER (1979); Verbr.typ = Verbreitungstyp (Abs. 4.2.1.2.); GWT = bevorzugter Gewässertyp: F = Fließgew.; A = dauerhafte Gew.; P = periodische Gew.; Q = Quellen; I = Interstitialgew.; BB = Bergbäche; G = Gefährdungsgrad - s. Tab. 2.2.; E = Ernährungstyp; A = Aufwuchsfresser; D = detritivor; H = herbivor; O = omnivor; F = Filtrierer; h = Häufigkeitsklasse; O = ohne Nachweis; T = Totfund; A = allgem. verbr.; H = häufig; R = rar; S = selten; Teilbereiche: R = rezente Aue; F = fossile Aue; B = Bergbäche; in n Gew. = Anzahl Nachweise in den einzelnen Teilbereichen (R, F und B); S = bevorzugtes Substrat: S = Steine; P = Pflanzen; B = Bodensubstrat; - = indifferent; in % Gew. = % besiedelter Gewässer der einzelnen Teilbereiche (45 R; 73 F; 5 B); GH% = % Gesamthäufigkeit (auf alle 123 kartierten Gewässer bezogen).

Tabelle 4.2.2.

Veränderungen im Artbestand seit HÄBLEIN (1966)

Jahr- gang	Arten- bestand		Wieder- funde		neue spp		ver- mißte Arten	erlo- schene
	L	T	L	T	L	T		
1966	49	–	–	–	–	–	–	–
1984/85:	46	13	40	6*	6	4*	3*	13*

L = Lebend-; T = Totnachweis; ($\Sigma n^* = 13^*$)

Taxonomische Besonderheiten

Bei den von HÄBLEIN (1966: 37/105) als *Anisus leucostomus* (27) angeführten Funden handelt es sich zum größten Teil um *spirorbis* (26) (JUNGBLUTH et al., 1986: 493). Die laut FALKNER (1990) als *Anisus leucostoma* zu bezeichnende *Planorbidae* wurde im Gebiet mehrfach tot und nur einmal lebend (Gew. 705) gefunden. Die von HÄBLEIN (1966: 30/104) genannte Art *Valvata pulchella* ist laut JUNGBLUTH et al. (1986: 492) mit *Valvata macrostoma* (6) gleichzusetzen. Die taxonomisch umstrittene *Radix ampla* (21) führen FALKNER (1990), wie HÄBLEIN (1966: 35), als selbständige Art mit größerer Ähnlichkeit zu *ovata*. Dies steht im Widerspruch zu GLÖER et al. (1987: 41), welche *ampla* der Art *auricularia* zuordnen. *Radix ampla* wurde mehrfach sympatrisch mit *auricularia* nachgewiesen; im Kirchenbach Altwasser (Gew. 10) wurden *auricularia* (19), *ovata* (20) und *ampla* (21) nebeneinander festgestellt.

4.2.1.2. Verbreitungstypen

Von den Verbreitungstypen – Zuordnungen der Tab. 4.2.1. wird (wie in JUNGBLUTH et al.,

1986: 495) jeweils die zuerst genannte in Betracht gezogen. In Tab. 4.2.3. sind die Verbreitungstypen nach ihrer Stärke in 5 Hauptgruppen eingeteilt. *Pisidium casertanum* f. *ponderosa* (57) entfällt (Σ spp. = 58).

Der größte Anteil der Arten gehört zum holarktisch – palearktischen Faunenelement (44.8%). Am zweitstärksten ist das europäische Element mit 37.9%, wobei allerdings 4 Arten (8, 33, 41 und 44) nur tot nachgewiesen wurden und eine weitere (29) nur von HÄBLEIN (1966: 101). Der Artenanteil aus dem pontisch bis danubischen Faunenelement ist hoch (12.1%). Von den 7 festgestellten Arten wurden jedoch 4 nur tot nachgewiesen: die beiden *Theodoxus*-Arten *transversalis* (1) und *danubialis* (2), *Viviparus acerosus* (4) und *Gyraulus acronicus* (32). Zusammen mit der ebenfalls nur tot vorliegenden *Valvata naticina* (8) aus dem ost-europäischen Faunenelement erscheint dieser charakteristische Anteil der Donauna „in ihren typischen Elementen durch die Eingriffe am Strom stark rückläufig, d. h. schon ausgestorben oder aber hochgradig gefährdet“ (JUNGBLUTH et al., 1986: 496). Dieses Faunenelement hat hier seine westliche Verbreitungsgrenze und kommt in Westeuropa sonst nicht vor.

4.2.1.3. Bevorzugte Gewässertypen

Sechs Lebensformtypen sind zu unterscheiden: die der Quellen (Q), des Interstitialwassers (I), der Fließgewässer (F), der aperiodischen Stillgewässer (A), der periodischen (P) und der temporären (T) Gewässer.

Stenök auf Fließgewässer (F) beschränkt sind beide *Theodoxus* Arten (1 u. 2), *Valvata naticina* (8), *Lithoglyphus naticoides* (11), *Ancylus fluviatilis* (38), *M. margaritifera* (39), *Unio crassus*

Tabelle 4.2.3.

Die malakologischen Faunenelemente des Untersuchungsgebiets (Einteilung nach FALKNER, 1990).

		L	T		
holarktisch:	9 Arten = 15.5%	9	–	}	26 Arten = 44,8%
palearktisch:	13 Arten = 22.4%	13	–		
w – palearktisch:	4 Arten = 7.0%	4	–		
europäisch:	9 Arten = 12.3%	6	3	}	22 Arten = 37.9%
n – europäisch:	1 Art = 1.7%	1	–		
o – europäisch:	4 Arten = 7.0%	2	2		
m – europäisch:	2 Arten = 3.4%	1	1		
eur-sibirisch:	6 Arten = 10.3%	6	–		
pontisch:	2 Arten = 3.4%	2	–	}	7 Arten = 12.1%
pontisch-dinarisch:	1 Art = 1.7%	–	1		
sibir-boreo-alpin:	1 Art = 1.7%	–	1		
danubisch:	3 Arten = 5.2%	1	2		
n – alpin:	1 Art = 1.7%	–	1	}	2 Arten = 3.4%
o – alp-karpatisch:	1 Art = 1.7%	–	1		
kosmopolitisch:	1 Art = 1.7%	1	–	—	1 Art = 1.7%

L = Lebend-; T = Totnachweis (oder vermißt)

(41), *Pisidium supinum* (51) und *P. casertanum* f. *ponderosa* (57) – alle mit Verbreitungsschwerpunkt rezente Aue und Donau (vgl. Abs. 4.2.2.5.). Nur in aperiodischen Stillgewässern (A) leben *Acroloxus lacustris* (13), *Radix auricularia* (19), *Anisus vorticulus* (29) und *Gyraulus crista* (34). Charakteristisch für periodische (P) und temporäre (T) Gewässer sind: *Valvata macrostoma* (6), *Aplexa hypnorum* (14), *Anisus leucostomus* (27) und *Anisus spirorbis* (26). Geht man davon aus, daß die in Tab. 4.2.1. unter GWT zuerst genannten Habitate von den Arten bevorzugt werden, findet man 10 F-, 26 A-, 18 P-, 2 T- und 3 Q-Typen, wobei viele Arten von vorneherein in mehreren Gewässertypen gleichzeitig zu erwarten sind. Eine Übersicht gibt Tab. 4.2.4..

Tabelle 4.2.4.

Verteilung der 59 Wassermolluskenarten im Donautal auf die von ihnen bevorzugten Gewässertypen (Einteilung nach FALKNER, 1990)

reine	F(Q)-Arten: 9 = 15.3%
reine	A-Arten: 4 = 6.8%
reine	T-Arten: 2 = 3.4%
reine	QIF-Arten: 3 = 5.1%
variable	FTQ-Art: 1 = 1.7%
variable	AFP-Arten: 22 = 37.3%
variable	PAT-Arten: 15 = 25.4%
variable	P/T-Arten: 3 = 5.1%
F = Fließgewässer; A = dauerhafte Gewässer, P = periodische Gewässer; I = Interstitialgewässer; Q = Quellen; T = temporäre Gewässer;	

4.2.1.4. Bevorzugte Substrate

HÄBLEIN (1966) ordnet jede Art einem bevorzugten Substrat zu (Spalte S in Tab. 4.2.1.). Diese Zuordnungen stimmen mit eigenen überein und werden daher übernommen (Verteilung nach Substrattyp vgl. Tab. 4.2.5.).

Tabelle 4.2.5.

Verteilung der 59 Wassermolluskenarten im Donautal auf die bevorzugten Substrate (Einteilung nach HÄBLEIN, 1966)

S = Steine:	6 Arten = 10.2%
B = Bodenschlamm:	25 Arten = 42.4%
P = Pflanzen:	25 Arten = 42.4%
- = indifferent:	3 Arten = 5.1%

Die Steinbewohner (S) verteilen sich auf mehrere Familien. Mit 42.4% bevorzugen gleich viele Arten Pflanzen (P) und Bodenschlamm (B) als Aufenthaltort im Gewässer; unter den Pflanzenbewohnern dominieren die Familien Lymnaeidae und Planorbidae. Zusammen stellen Pflanzen- und Bodenbewohner mit über 80% den größten Anteil. Alle Muscheln mit Ausnahme von *Dreissena polymorpha* (45) sind Bodenbewohner (B), hinzu kommen vier Wasserschnecken (Nr. 3, 6, 7, 9 und 11). Drei Arten gelten als indifferent (-).

Sie sind demnach auf verschiedenen Substraten anzutreffen (vgl. Tab. 4.2.1.). Die Verteilung entspricht der Ernährungsweise der Arten (s. Abs. 4.2.1.6.).

4.2.1.5. Gefährdungsgrad laut „Rote Liste“

Tab. 4.2.6. zeigt eine Übersicht der Gefährdungssituation der Wassermolluskenarten, eingestuft nach FALKNER (1990). 2 Donau-Arten gelten als ausgestorben (0) und wurden nur tot nachgewiesen: *Theodoxus danubialis* (2) und *Valvata naticina* (8). 10 Arten sind „vom Aussterben bedroht“ (1). Von diesen wurden 6 (1, 4, 32, 33, 41 und 44) durch Totfunde in ihrem früheren Vorkommen bestätigt – eine (29) wurde von HÄBLEIN (1966) aufgenommen. Das Lebendvorkommen der restlichen 3 Arten ist entsprechend ihrer Stenökologie bedroht: *Lithogyphus naticoides* (11) lebt nur im Unterlauf größerer Flüsse, *Anisus spirorbis* (26) nur in Temporärgewässern und *M. margaritifera* (39) nur in ionenarmen Grundgebirgsbächen – drei immer mehr verschwindende Lebensraumtypen. 10 Arten sind „stark gefährdet“ (2). *Anisus leucostoma* wurde lediglich einmal in der Wiesent, südlich Oberachdorf (Gew. 705), von JUNGBLUTH et al. (1986) lebend nachgewiesen. Ähnlich steht es um die Arten Nr. 21, 36, 42, 46, 49 und 51, die kaum angetroffen wurden (vgl. Abs. 4.2.2.4.). *Bythiospeum acicula* (9) konnte nicht wiedergefunden werden.

Tabelle 4.2.6.

Anteile der 59 Wassermolluskenarten des Donaaraums Straubing nach Gefährdungsgrad der Roten Liste eingestuft (nach FALKNER, 1990)

		L	T
0: ausgestorben:	2 Arten = 3.4%	-	2
1: vom Aussterben bedroht:	10 Arten = 17.0%	3	7
2: stark gefährdet:	10 Arten = 17.0%	9	1
3: gefährdet:	22 Arten = 37.3%	19	3
4: potentiell gefährdet:	1 Art = 1.7%	1	-
-: ohne Einstufung:	14 Arten = 23.7%	14	-
L = Lebend-; T = Todnachweis (oder vermisst, s. Abs. 4.2.1.1.)			

22 Arten gelten als „gefährdet“ (3). Davon sind 7 im Gebiet (Nr. 3, 13, 15, 18 und 52) sehr selten (vgl. Abs. 4.2.2.4.) oder nur tot nachgewiesen (58 und 59). *Stagnicola corvus* (18) wurde nur einmal lebend vorgefunden (Gew. 60). Einige der „gefährdeten“ Arten sind häufig bis allgemein verbreitet (vgl. Abs. 4.2.2. und Abb. 4.2.1.). Die meisten mit 3 eingestuften Arten sind im Gebiet rar, d. h. in mehr als 10%, aber in weniger als 20% der untersuchten Gewässer (Abb. 4.2.1.) vorhanden. Eine (10) wurde nicht wiedergefunden. Eine Art ist „potentiell gefährdet“ (4): *Stagnicola turricula* (17), jedoch im Donautal allgemein verbreitet (Abb. 4.17 und Abb. 4.2.1.). Von den 14 nicht eingestuften Arten sind 7 häufig bis allgemein verbreitet (Abb. 4.2.1.), die restlichen 7 rar (Nr. 20, 53 und 56) oder selten (22, 45, 55 und 57) (Abb. 4.2.1.).

4.2.1.6. Ernährungstypen

In Tab. 4.2.7. sind die Ernährungstypen der Wassermolluskenarten (nach WESENBERG-LUND, 1939 und FRÖMMING, 1956) anteilmäßig aufgeführt. Diese Einteilung entspricht zum großen Teil dem Lebensraum der Arten. REAVELL (1980: 258) stellt Detritus als Hauptnahrung der meisten Gastropoden fest (zwischen 50 bis 100%), dagegen stellen die unter Spalte E in Tab. 4.2.1. gemachten Angaben in etwa den Restanteilen der Nahrung nach Detritus dar. Vier Arten (1, 2, 13 und 38) ernähren sich vom Aufwuchs (auf Steinen, Pflanzen, lebenden Algen, Pilzen, Bakterien, Diatomeen u. a.).

Tabelle 4.2.7.

Ernährungstypenverteilung der 59 Wassermolluskenarten im Donauraum Straubing (nach WESENBERG-LUND, 1939, FRÖMMING, 1956 und REAVELL, 1980)

Weidegänger:	
Aufwuchsfresser:	4 Arten = 6.8%
Detritusfresser:	10 Arten = 16.9%
Herbivore:	16 Arten = 27.1%
Omnivore:	8 Arten = 13.6%
<hr/>	
Filterierer:	21 Arten = 35.6%

Alle Arten der Familien Viviparidae (Nr. 3 u. 4) und Valvatidae (Nr. 5 – 8), beide Hydrobiidae (9 und 10), *Lithoglyphus naticoides* (11) und *Bithynia tentaculata* (12) ernähren sich von Detritus, *Aplexa hypnorum* (14), *Physa fontinalis* (15) und alle Planorbidae (Nr. 24 – 37) sind herbivor. Sie stellen den zweitgrößten Ernährungstypus. Die Lymnaeidae (Nr. 16 – 23) sind omnivor, sie ernähren sich sowohl von Detritus als auch von Aas. Die Wasserschnecken werden unter dem Oberbegriff Weidegänger zusammengefaßt, da sie aktiv, von ihren hochempfindlichen Sinnesorganen (v. a. Geruchssinn) geleitet, nach Nahrung suchend umherwandern. Muscheln ernähren sich dagegen durch Filtrieren des Wassers; sie bilden mit 21 Arten den Haupternährungstypus. Auch Muscheln können „wandern“ und werden dabei von ihrem Tastsinn (am Fuß) geführt, der sich am Bodensubstrat orientiert. Die Ernährung ist vom Schwebstoffgehalt des Wassers abhängig. Das Aufsuchen günstiger Verhältnisse ist also nicht möglich. Manche Großmuscheln (z. B. *Anodonta sp.*) wirbeln durch Auf- und Zuklappen ihrer Schalen das umliegende Substrat auf, um das Wasser „anzureichern“. Eine Selektion der Nahrung findet erst am Mund statt.

Tabelle 4.2.8.

Einteilung der 46 im Donauraum Straubing lebenden Wassermolluskenarten in Häufigkeitsklassen (vgl. Abb. 4.2.1.).

A = allgemein verbreitet:	in $\geq 33\%$ aller Gewässer:	6 Arten = 13%
H = häufig:	in $< 33\% \geq 20\%$ aller Gewässer:	9 Arten = 20%
R = rar:	in $< 20\% \geq 10\%$ aller Gewässer:	13 Arten = 28%
S = selten:	in $< 10\%$ aller Gewässer:	18 Arten = 39%

4.2.2. Häufigkeitsverteilung

In der letzten Spalte der Tab. 4.2.1. sind die relativen Häufigkeiten (GH%) der einzelnen Arten (bezogen auf die Gesamthäufigkeit in allen 123 untersuchten Gewässer) angegeben. Die Häufigkeitsverteilung aller 46 lebenden Arten ist in Abb. 4.2.1. aufgetragen. Mit dargestellt werden die Anteile ihres Vorkommens in den einzelnen Teilbereichen: rezente Aue (R), fossile Aue (F) und Bayerischer Wald (B) (vgl. Abs. 4.2.2.5.). Die Gesamthäufigkeiten (Spalte h in Tab. 4.2.1.) wurden nach SCHWERDTFEGGER verändert (1975: 280) und in Klassen eingeteilt (Tab. 4.2.8. und Abb. 4.2.1.). Die festgestellte Arten-Dominanz-Struktur ist charakteristisch: Mit zunehmender Artenzahl nimmt der Anteil der weniger häufigen Arten zu, um als größter Artenanteil die wenigsten Biotope zu besiedeln (SCHWERDTFEGGER, 1978: 281/2).

Demnach stellen die raren und seltenen Arten im Gebiet mit 67% $\frac{2}{3}$ des Arteninventars – nur $\frac{1}{3}$ (33%) der Arten besiedeln mehr als $\frac{1}{5}$ (20%) aller Gewässer!

4.2.2.1. Allgemein verbreitete Arten

Bithynia tentaculata (12) ist die meist verbreitete Wasserschnecke im Donautal (Abb. 4.12 in Abs. 8.2. und Abb. 4.2.1.). Als euryöke Detritusfresserin bewohnt sie alle Lebensraumtypen mit Ausnahme von Quellen und Bergbächen. In einem einzigen Fall wurde *Bithynia tentaculata* f. producta nachgewiesen, eine Überwuchsform – nicht aufgrund günstiger Bedingungen (GLÖER et al., 1987: 37), sondern parasitärer Kastration (FALKNER, persönliche Mitteilung) mit 6.5 statt 5.5 Umgängen (Gew. 70). *Planorbarius corneus* (37), *Planorbis planorbis* (24), *Stagnicola turricula* (17), *Lymnaea stagnalis* (23) und *Anisus vortex* (28) sind typische Arten peridischer wie auch dauerhafter Stillgewässer mit reichlicher Vegetation. Sie finden im Donautal ideale Bedingungen. Die Vielzahl der Funde liegt z. T. an der großen Anzahl stehender (n = 79) Gewässer im Untersuchungsgebiet. Somit besiedeln nur 6 von 46 Arten (13%) die Hälfte bis ein Drittel aller Gewässer, 5 von diesen 6 Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in der fossilen Aue, nur eine, *Lymnaea stagnalis* (23), in der rezente Aue (s. Abb. 4.2.1. und Abb. 4.17, 23, 24, 28 und 37 in Abs. 8.2.).

4.2.2.2. Häufige Arten

Neun (20%) der 46 lebend vorgefundenen Arten besiedeln zwischen 20 und 30% der untersuchten Gewässer (Abb. 4.2.1.). *Valvata piscinalis* (7),

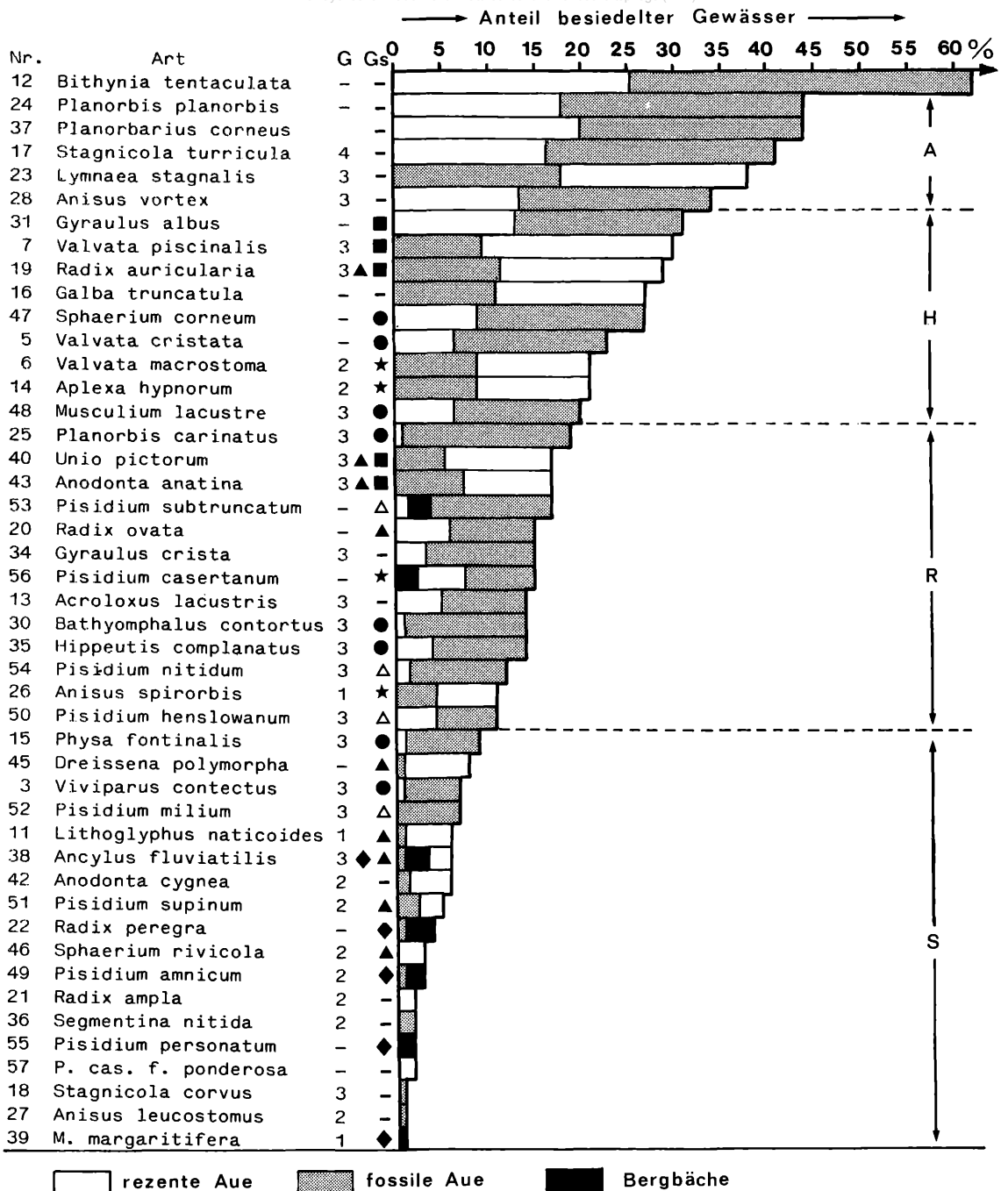


Abbildung 4.2.1.

Häufigkeitsverteilung der lebenden Wassermolluskenarten in 123 Gewässern des Donauraums Straubing; Einteilung von A, H, R und S s. Tab. 4.2.8.; G: Gefährdungsgrad laut „Rote Liste“ (FALKNER, 1990); Gs: Gesellschaftszugehörigkeit (Abs. 4.3.).

Radix auricularia (19), *Galba truncatula* (16), *Valvata macrostoma* (6) und *Aplexa hypnorum* (14) kommen hauptsächlich in der rezenten Aue vor – mehr als 50% innerhalb des Dammvorlandes. *Gyraulus albus* (31), *Sphaerium corneum* (47), *Valvata cristata* (5) und *Musculium lacustre* (48) findet man in Gewässern der fossilen Aue (s. Abb. 4.5, 4.6, 4.7, 4.14, 4.16, 4.19, 4.31, 4.47 und 4.48 in Abs. 8.2., und Abs. 4.2.2.5.). Zwei Arten (6 u. 14) gelten als „stark gefährdet“, drei (7, 19 u. 48) als „gefährdet“

4.2.2.3. Rare Arten

Als rar werden Arten mit Vorkommen in 10 bis 20% der untersuchten Gewässer klassifiziert (=

28% – vgl Tab. 4.2.8.). 9 von 13 Arten (25, 40, 43, 34, 54, 13, 30, 35 und 50) gelten als „gefährdet“ – eine, *Anisus spirorbis* (26), als „vom Aussterben bedroht“! Sie lebt in nur 11% der Gewässer. 3 Arten (26, 40 und 43) besiedeln bevorzugt die rezent Aue, 10 die fossile Aue (s. Abb. 4.2.1.). 2 Pisidien – Arten (53 und 56) leben auch in den Bergbächen des Bayerischen Waldes (14 bzw. 17% des Bestandes).

4.2.2.4. Seltene Arten

Der größte Anteil des „Lebend“-Arteninventars (18 = 39%) ist in weniger als 10% der Gewässer des Donauraums Straubing vertreten. 7 haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in der rezenten

Aue, 6 in der fossilen Aue und 4 in den Bergbächen. *Margaritifera margaritifera* (39) und *Lithoglyphus naticoides* (11) gelten als „vom Aussterben bedroht“, 7 Arten als „stark gefährdet“, 7 als „gefährdet“

4.2.2.5. Artenverteilung auf rezente und fossile Aue und Bergbäche

In der Tab. 4.2.1. sind („in n Gew.“) die absoluten Häufigkeiten der Vorkommen der einzelnen Arten in den 45 Gewässern der rezenten Aue (R), den 73 Gewässern der fossilen Aue (F) und den 5 Bergbächen (B) aufgetragen. Daneben ist die prozentuale Besiedlung der Gewässer der entsprechenden Teilbereiche („in % Gew.“) aufgelistet. Zur Hervorhebung der unterschiedlichen Besiedlung wird die relative Häufigkeit des Vorkommens („% Vork.“), bezogen auf die Gesamthäufigkeit der Arten, prozentual angegeben.

Von den 46 lebend nachgewiesenen Arten sind 12 (26%) vornehmlich in der rezenten Aue, 21 (47%) in der fossilen Aue zu finden, vier (22, 39, 49 und 55) in den Bergbächen des Bayerischen Waldes.

Pisidium supinum (51) ist gleichmäßig auf rezente und fossile Aue verteilt, *Ancylus fluviatilis* (je 43%) auf rezente Aue und Bergbäche, mit geringem Anteil in der fossilen Aue (14%). 3 Arten kommen nur in der rezenten Aue vor: *Radix ampla* (21), *Sphaerium rivicola* (46) und *Pisidium casertanum* f. *ponderosa* (57). *Stagnicola corvus* (18), *Segmentina nitida* (36) und *Pisidium milium* (52) wurden nur in der fossilen Aue angetroffen. 80% von *Radix peregra* (22), 75% von *Pisidium amnicum* (49) und 100% von *M. margaritifera* (39) und *Pisidium personatum* (55) leben in den ionenarmen Bächen des Bayerischen Waldes.

Die Ergebnisse dieses Abschnitts sind in den Abbildungen 4.1 – 4.59 (Abs. 8.2.) zusammengefaßt. Von den 13 erloschenen Arten hatten 8 ihren Verbreitungsschwerpunkt in der rezenten Aue (1, 2, 4, 8, 32, 41 und 44) – nur 3 in der fossilen Aue (9, 10 und 29).

4.3. Wassermolluskengesellschaften

Die untersuchten Gewässer (Abs. 4.1.) und die Analyse des Artenbestandes (Abs. 4.2.) geben Hinweise auf Vorkommen und Verbreitung der einzelnen Arten. Eine Vielzahl von Wassermolluskenarten mit einer breiten Palette ökologischer Valenzen besiedelt die Gewässer des Donauraums Straubing. Von vormalis 59 wurden

nur mehr 46 Arten lebend nachgewiesenen. Einzelne Arten sind offenbar an bestimmte Lebensräume gebunden, die allmählich verloren gehen oder in ihrer charakteristischen Ausformung verändert werden. Zur Klärung der Zusammenhänge zwischen Arten und Standortfaktoren werden die Arten in Gesellschaften zusammengefaßt. **Tab. 4.3.1. mit der Auflistung des Wassermolluskenbesatzes aller untersuchten Gewässer des Donauraums Straubing bildet die Ausgangsbasis für die Suche nach Molluskengesellschaften.** Die geschätzten Abundanz der lebend gefundenen Mollusken werden mit 1-4 angegeben (vgl. Abs. 2.1.4.2.). T bedeutet Todfund ohne Lebendnachweis. F symbolisiert Angaben von JUNGBLUTH et al. (1986; vgl. Abs. 2.1.5.). H steht für nicht bestätigte HÄBLEIN-Funde (1966). Gew. 44 und 65 wurden nicht auf Wassermollusken untersucht, in Gew. 68, 74 und 76 wurden keine angetroffen und fehlen daher in Tab. 4.3.1.

Ergebnisse, die bereits ohne „ordnende“ Statistik erkennbar sind:

1. In einigen Gewässern (1, 2, 715, 719, 73, 84, 87 bis 90, 99 und 100) findet man viele, z. T. nur leere, verwitterte bis subfossile Schalen. Diese Todfunde dokumentieren Artenverschiebungen und/oder Artenverarmung (s. Abs. 2.1.3.). Das ist besonders auffällig in Gew. 84 bis 90. Gewässer ohne Molluskenbesiedlung (Nr. 44, 65, 68, 74 und 76) oder nur mit Todnachweisen (Nr. 719) entfallen bei der Assoziationsanalyse.
2. Sieben der acht Probenstellen von HÄBLEIN (1966) wurden wiederaufgesucht (Gew. 1, 3, 703, 709, 57, 718, 719 und 76), das „Fischwasser des Fischereivereins“ in Straubing wurde nicht gefunden (vgl. HÄBLEIN, 1966: 101). Veränderungen im Artenbestand einzelner Gewässer seit seinen Untersuchungen sind zu erkennen (vgl. Abs. 4.2.1.1.). Auf der Suche nach Gesellschaften entfallen die nur von HÄBLEIN (1966) nachgewiesenen Arten (9, 10 und 29).

4.3.1. Voranalyse zur Vergesellschaftung

Zunächst werden von den 46 lebend angetroffenen Arten und den 119 Gewässern mit mindestens einer lebenden Art Ähnlichkeitsmatrices erstellt. Bei den Arten wird die Ähnlichkeit des gemeinsamen Vorkommens, bei den Gewässern die Ähnlichkeit des Artenbesatzes gemessen.

Tabelle 4.2.9.

Verteilung der 46 lebenden Arten auf die Teilbereiche des Donauraums Straubings.

Hauptvorkommen (> 50%) in der rezenten Aue:	12 Arten = 26.1%
Hauptvorkommen (> 50%) in der fossilen Aue:	21 Arten = 45.7%
Hauptvorkommen (> 50%) in den Bergbächen:	2 Arten = 4.3%
je 50% Vorkommen in rezenter u. fossiler Aue:	1 Art = 2.2%
je 43% Vork. in rezenter Aue und Bergbächen:	1 Art = 2.2%
100% Vorkommen in rezenter Aue:	3 Arten = 6.5%
100% Vorkommen in fossiler Aue:	4 Arten = 8.7%
100% Vorkommen in Bergbächen:	2 Arten = 4.3%

Diese Ähnlichkeitsmatrices werden der Clusteranalyse unterworfen (Abb. 4.3.1.1.). Deutlich zu erkennen sind 7 Artengruppen (Ähnlichkeits-Niveau: $Q = 0.2900 \times 10^3$). Bei einem Ähnlichkeits-Niveau von $Q = 0.11997 \times 10^5$ (Abb. 4.3.1.1.) werden 7 Gewässergruppen unterschieden. In Tab. 4.3.1.1. findet eine Neuordnung der Gewässer und Arten statt (vgl. Abs. 2.3.1.). Der C-Wert ist mit 0.215 hoch, er weist auf eine gute Gruppenkonzentration hin, ebenso der hohe Chi^2 Wert (= 943).

Erste Ergebnisse aus der Gruppenstruktur:

1. Die Gewässer 22, 24, 34, 41 und 50 (Gew.-Gruppe 4) beherbergen wenige, typische Arten (22, 38, 39, 49, 53, 55 und 56), die z. T. nur hier vorkommen: 22, 39 und 55. Sie bilden eine geschlossene Bergbach-Arten- bzw. Gewässergruppe mit charakteristischen Standortfaktoren (vgl. Abs. 4.1.3. und Abs. 4.3.4.).
2. Die euryöke, in ganz Deutschland verbreitete *Bithynia tentaculata* (12) (s. Abs. 4.2.2.1., Abb. 4.12 und Abb. 4.2.1.) trägt nicht zur Differenzierung der Gewässer bei und wird für die weiteren Analysen ohne Informationsverlust ausgeschlossen.
3. Den Fließgewässergruppen (3 und 7) sind die Artengruppen 8 und 5 zugeordnet, den drei Stillgewässergruppen (5, 1 und 2) die Artengruppen 2, 4 und 1 (Tab. 4.3.1.1.). Die Einteilung entspricht den Angaben zur ökologischen Valenz der Arten in den „Artenformeln“. In den beiden Fließgewässerartengruppen dominiert F, in den Stillgewässerartengruppen A, P und T.
4. Die allgemein verbreiteten Arten (Abs. 4.2.2.1.) *Stagnicola turricula* (16), *Lymnaea stagnalis* (23), *Planorbis planorbis* (24), *Anisus vortex* (28), *Planorbis corneus* (37) und die häufige (Abs. 4.2.2.2.) *Galba truncatula* (14) sind in fast allen Stillgewässergruppen mit ähnlicher Häufigkeit vertreten (s. Tab. 4.3.1.1. und Abb. 4.14, 4.16, 4.23, 4.24, 4.28 und 4.37). Sie sind typisch für den Gesamtlebensraum Donautal und werden zu eudominanten Begleitarten erklärt. Da sie zur Differenzierung einzelner Gewässertypen nichts beitragen, werden sie von den weiteren Analysen ausgeschlossen.
5. Einige seltene und rare Arten wie *Acroloxus lacustris* (13), *Stagnicola corvus* (18), *Radix ampla* (21), *Anisus leucostoma* (27), *Gyraulus crista* (34), *Segmentina nitida* (36), *Anodonta cygnea* (42) und *Pisidium casertanum* f. *ponderosa* (57) treten nur vereinzelt auf (s. Tab. 4.3.1.1. und Verbreitungskarten) und werden ausgeschlossen.
6. Artenarme Gewässer werden zunächst aus der Analyse ausgeschlossen und nach Möglichkeit später, bei differenzierterer Analyse wiederaufgenommen bzw. „reidentifiziert“, d. h. der Gewässergruppe zugeordnet, für die mindestens 2 ihrer Arten typisch sind – sofern diese einer Molluskengesellschaft angehören. Nicht zuordenbare Gewässer bilden eine eigene Gewässergruppe (Abs. 4.4.).
7. Nach Ausschluß der allgemein verbreiteten und seltenen Arten (s. o.) werden Fließ- und Stillgewässer getrennt analysiert.

4.3.2. Die Fließwassergesellschaften der Aue und ihre Gewässer

Zur Analyse der Fließgewässer wird der Bestand aller hierin vorkommenden Arten um allgemein verbreitete (s. o. Pkt. 4.) und selten auftretende Arten (s. o. Pkt. 5.) ausgeschlossen und erneut der Clusteranalyse unterworfen (Abb. 4.3.2.1./2.).

Es ist eine deutliche Trennung der Arten in zwei Gruppen zu erkennen, bei einem Ähnlichkeits-Niveau von $Q = 0.435 \times 10^3$ (Abb. 4.3.2.1.). Die Gruppe mit den Arten 50, 52, 53 und 54 besteht aus 4 Pisidienarten. Die Vorkommen von *Pisidium nitidum* (54) und *P. subtruncatum* (53) sind stark miteinander gekoppelt (Ähnlichkeits-Niveau: $Q = -0.75091 \times 10^3$). *P. henslowanum* (50) und *P. milium* (52) treten erst mit abnehmender Ähnlichkeit hinzu.

In der zweiten Gruppe (Nr. 43, 40, 46, 45, 19, 20, 7, 51, 11 und 38) haben die beiden Großmuscheln, *Anodonta anatina* (43) und *Unio pictorum* (40) ein ähnlich starkes gemeinsames Vorkommen (Ähnlichkeits-Niveau: $Q = -0.71392 \times 10^3$) wie *Pisidium nitidum* (54) und *subtruncatum* (53). Von etwa gleicher Ähnlichkeit sind die beiden Artenpaare, *Sphaerium rivicola* (46) und *Dreissena polymorpha* (45) bzw. *Pisidium supinum* (51) und *Lithoglyphus naticoides* (11) (Ähnlichkeits-Niveaus: $Q = -0.61133 \times 10^3$ bzw. $Q = -0.57783 \times 10^3$).

Das Dendrogramm der Fließgewässer (Abb. 4.3.2.2.) entspricht dem der Fließwasserarten (Abb. 4.3.2.1.) mit 2 deutlichen Gruppen bei einem Ähnlichkeits-Niveau von $Q = 0.959 \times 10^3$. Daraus ergibt sich: 2 Fließgewässergruppen (der rezenten Aue, FGR, und der fossilen Aue, FGF) entsprechen 2 Artengruppen:

1. Boden (B) bewohnende Fließ- (F) und Stillwasserarten (A) mit fast 100%igem Vorkommen in der fossilen Aue und

2. Boden (B) und Stein (S) besiedelnde Fließwasserarten (F) mit deutlicher Konzentration auf die rezente Aue (s. 1. u. 4. Stelle der „Artenformeln“). Folgende Namen, Symbole und Abkürzungen werden eingeführt (Erläuterungen in Abs. 4.3.2.3.ff):

▲ = Die Verarmte Theodoxus-Gesellschaft der Donau (VTD) und der Fließgewässer der rezenten Aue (FGR)

△ = Die Pisidien-Gesellschaft (PGF) der Fließgewässer der fossilen Aue (FGF)

In Tab. 4.3.2.1. werden die Fließwasserarten und Fließgewässer der Aue neu geordnet.

Der C-Wert aus der Konzentrationsanalyse ist mit 0.533 sehr hoch, der Chi^2 mit 67.4 hoch. Beide Werte weisen auf eine gute Gruppenkonzentration hin – deutlicher ausgedrückt durch das summierte bzw. prozentuale Auftreten der Arten pro „Gewässergruppe“ (Tab. 4.3.2.2.). Am stärksten konzentriert sich PGF auf FGF. Eine schwächere Aggregation zeigt VTD in FGR.

Die Fließgewässer (FGR) mit VTD liegen fast alle in der rezenten Aue (R) und sind von Grün-

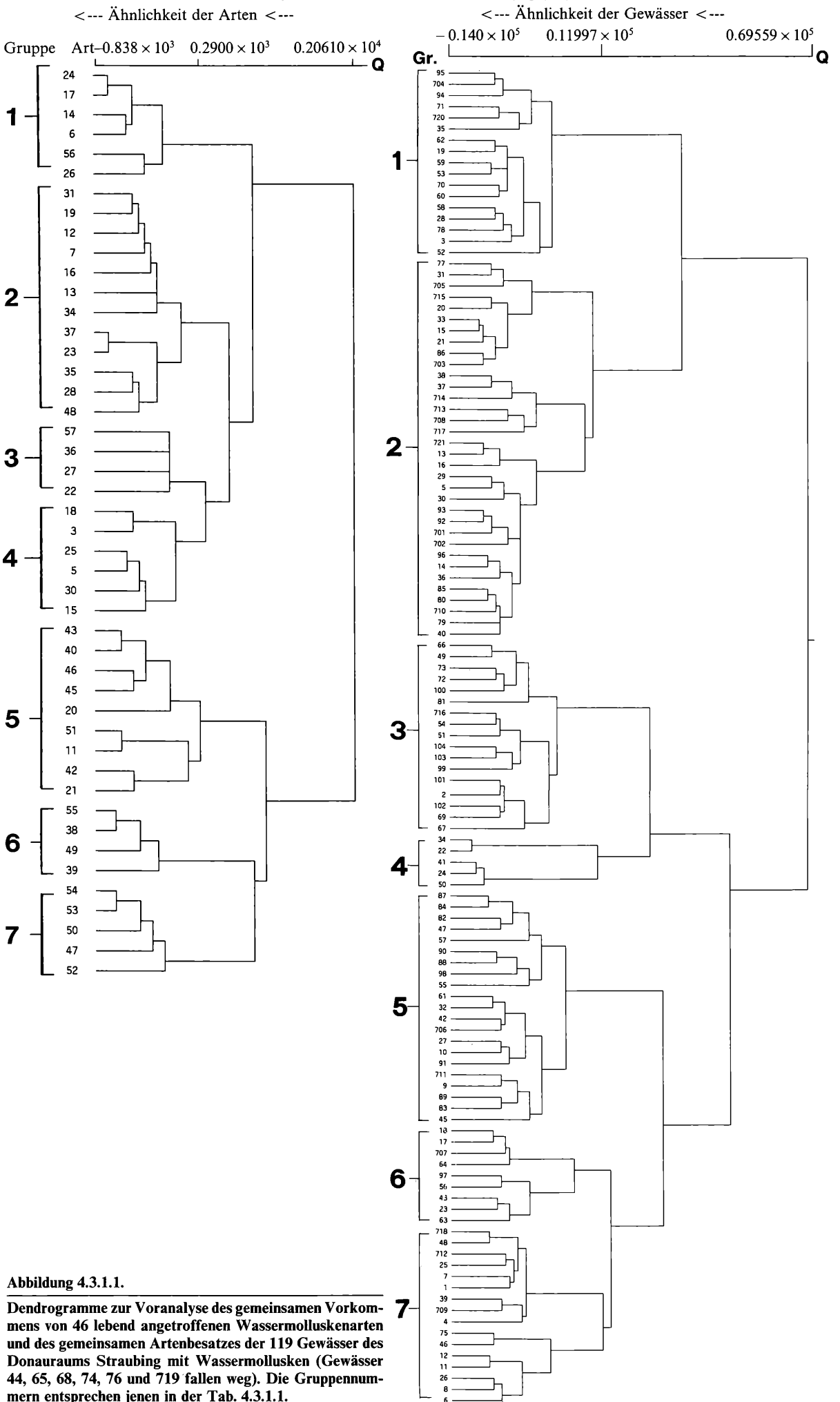


Abbildung 4.3.1.1.

Dendrogramme zur Voranalyse des gemeinsamen Vorkommens von 46 lebend angetroffenen Wassermolluskenarten und des gemeinsamen Artenbesatzes der 119 Gewässer des Donaupraums Straubing mit Wassermollusken (Gewässer 44, 65, 68, 74, 76 und 719 fallen weg). Die Gruppennummern entsprechen jenen in der Tab. 4.3.1.1.

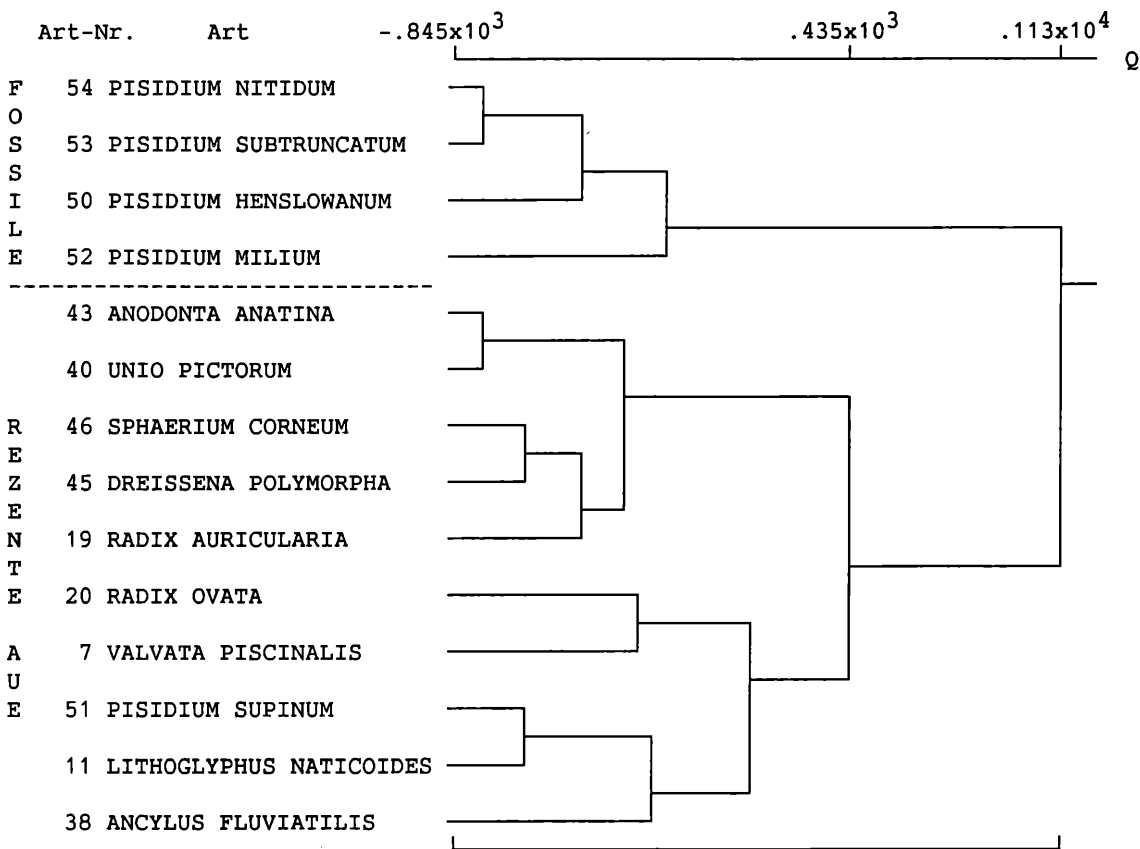


Abbildung 4.3.2.1.

Dendrogramm zur Ähnlichkeit des gemeinsamen Vorkommens von 14 Wassermolluskenarten in 29 Fließgewässern der rezenten und fossilen Aue des Donauraums Straubing

land (G) oder Auwaldresten (W) umgeben. Die meisten sind makrophythenfrei (MF). Zu dieser Gewässer-Gruppe gehören 2 Altwässer (A) und ein Kiesweiher (K).

Die nahezu ausschließlich in der fossilen Aue (F) gelegenen Fließgewässer (F) und Gräben (G) von FGF sind von landwirtschaftlichen Flächen (L) umgeben.

4.3.2.1. Fließwassermolluskengesellschaften der Aue

Zur Aufdeckung der Gruppenstruktur der Arten dient die Hauptkomponentenanalyse (s. Abs. 2.3.2.). Die ersten 6 Hauptkomponenten (HK) vereinigen bereits 82,3% der Gesamtvarianz auf sich, die restlichen 8 entfallen (Tab. 4.3.2.3.).

Die Pisidienarten (54, 53, 50 und 52) laden gemeinsam die I. und II. (Ausnahme: 52) negativ und die III. Hauptkomponente (HK) positiv hoch – d. h. ihr aus der Clusteranalyse bekanntes starkes gemeinsames Vorkommen wird unterstrichen.

Als zweite stark untereinander korrelierende Gruppe treten die Arten von VTD hervor. Sie wird (vgl. Abb. 4.3.2.1.) in 3 Untergruppen unterteilt. Die erste (VTDa), mit den Arten 43, 40, 46, 45 und 19, lädt die I. HK stark positiv auf und ist durch sie gekennzeichnet. Die Arten *Radix ovata* (20) und *Valvata piscinalis* (7) (VTDb) ha-

ben einen stark unabhängigen Charakter und stehen mit ihren Ladungen abseits – sie leben, mit z. T. großen Abundanzen, auch in den Bächen der fossilen Aue (FGF), jedoch mit größerer Häufigkeit in der rezenten Aue (vgl. Tab. 4.3.2.1. und Abb. 4.3.2.1.).

Die weniger häufigen *Pisidium supinum* (51), *Lithoglyphus naticoides* (11) und *Ancylus fluviatilis* (38) (VTDb) laden ähnlich wie die Arten von VTDa die I. HK positiv, aber schwächer. Hinzu kommen starke negative Ladungen auf der II. HK. Sie stehen in ihrem Vorkommen zwischen den Untergruppen VTDa und VTDb. Sie sind weniger häufig und kommen in beiden Gewässergruppen vor, aber mit stärkerer Affinität zur rezenten Aue. Beispielhaft ist *Ancylus fluviatilis* (38), der in der rezenten Aue in großer Anzahl (Abundanzklasse 4), in der fossilen Aue nur vereinzelt (Abundanzklasse 1) vorkommt – s. Tab. 4.3.2.1. In Abb. 4.3.2.3. ist das Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse graphisch dargestellt (s. Abs. 2.3.2.).

Das Bild verdeutlicht die Beziehungen der Arten. Zur zusätzlichen Information sind die signifikanten Korrelationen der Arten durch verschiedene Strichzahlen zum Ausdruck gebracht (vgl. Abs. 2.3.2.):

$$\begin{aligned} & \approx r_{0,001} \geq 0.507; \\ & \approx r_{0,01} \geq 0.463; \\ & \approx r_{0,05} \geq 0.361. \end{aligned}$$

<--- Ähnlichkeit <---

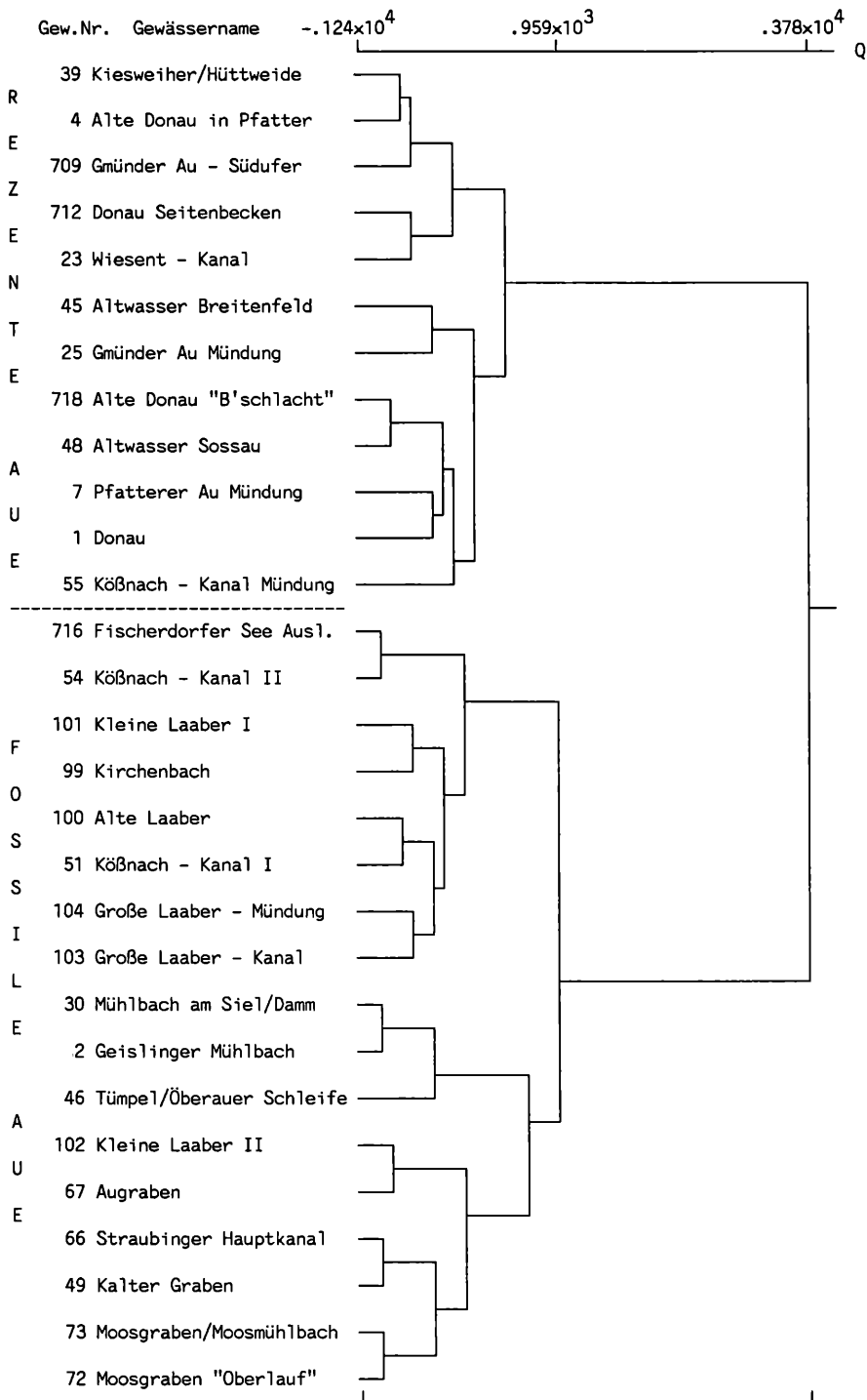


Abbildung 4.3.2.2.

Dendrogramm zur Ähnlichkeit der 29 Fließgewässer der rezenten und fossilen Aue des Donauraums Straubing anhand von 14 Wassermolluskenarten (vgl. Abb. 4.3.2.1.)

Unter Vorwegnahme der Ergebnisse des nächsten Abs. 4.3.2.2. sind die **Charakter- und Leitarten fettgedruckt** – die der fossilen Aue zusätzlich unterstrichen.

Die Gesellschaftsstruktur (Abb. 4.3.2.1., Tab. 4.3.2.1. und Tab. 4.3.2.3.) und die Trennstärke (Tab. 4.3.2.4.) der Charakter- und Leitarten ist erkennbar:

- die 4 Pisidien (**50**, **52**, **53** und **54**) von PGF,
- die Flußartengesellschaft (**19**, **40**, **43**, **45** und **46**) von VTD,

- die weniger häufigen Flußarten (**11**, **38** und **51**) von VTD,
- die beiden intermediären Arten 7 und 20 ohne signifikante Beziehungen zu den restlichen Arten.

4.3.2.2. Charakter- und Leitarten

In Tab. 4.3.2.4. sind die Fließwasserarten mit ihren Stetigkeiten (C%), Konstanzklassen (Kk) und prozentualen Vorkommen (%Vk) – nach Arten- und Gewässergruppen getrennt – aufgeli-

Tabelle 4.3.2.1.

14 Wassermolluskenarten in 29 Fließgewässern der rezenten und fossilen Aue des Donauraums Straubing; C = 0.533; Chi² = 67.4 (Abkürzungen s. Abs. 8.3.)

Gewässergruppe		FGR: Fließgewässer der rezenten Aue (▲)	FGF: Fließgewässer der fossilen Aue (△)
Gewässernummer: (von oben nach unten)		7 7 7 3 0 1 2 4 2 1 4 5 9 4 9 2 3 5 5 8 8 7 1 5	7 1 1 1 1 1 1 5 0 9 0 5 0 0 3 4 0 6 6 4 7 7 6 4 1 9 0 1 4 3 0 2 6 2 7 6 9 3 2
Lage: R/F = rezente/fossile Aue: Gewässerumland: Gewässertyp: charakterisierende Pflanzenges.:		R F R R F R R R R R R R R R G L G W L G W L G W G W K F F F F A F F A F F F M G R M M M R M M F M F F F F F F F	F F F F F F R F F F R F F F F F F F L L L L G L L L G L W L L L L L L L G F F F F F F F G G P F G G G F G C R V M C R R C R C R G C C C G O F A F O F F O F D F M O O O M
Art	Artenformel		
54 <i>P. nitidum</i>	F/AB3FR2L	P	3 2 4 3 3 2 1 2 3 3 2
53 <i>P. subtruncatum</i>	A/FB-FR2L3	G	3 2 3 2 4 4 3 2 1 3 1 3 2 2 3 3 2
50 <i>P. henslowanum</i>	F/AB3FR68	F	4 2 2 4 3 3 3 2 1
52 <i>Pisidium milium</i>	A/FB3FS-9	△	2 1 1 3 2
43 <i>Anodonta anatina</i>	F/AB3FRL9	V	1 2 3 3 1 3 4 2 3 2 2
40 <i>Unio pictorum</i>	F/AB3FRL7	V	4 2 4 3 1 2 3 4 2 2 2 2 2
46 <i>Sphaer. rivicola</i>	F/AB2FS4-	T	3 2 4 3 2 2
45 <i>Dreis. polymor.</i>	F/AS-FS91	T	1 1 3 2 3 2
19 <i>Rad. auricularia</i>	A--P30HLL	D	2 2 3 2 2 2 1 2 4 1
20 <i>Radix ovata</i>	F/AS-OR7L	D	1 1 3 2 1 2 4 4 2 1 3 2
7 <i>Val. piscinalis</i>	A/FB3DHLL	▲	3 1 4 1 3 2
51 <i>Pisidium supinum</i>	F--B2FS33	▲	2 1 3 3 4 4
11 <i>Lith. naticoides</i>	F--B1AS61		1 1
38 <i>Ancylus fluv.</i>	F/QS3AS313		

Tabelle 4.3.2.2.

Summierte Häufigkeiten und prozentuales Auftreten der Arten pro „Gruppenquadrat“ in Tab. 4.3.2.1. (Abkürzungen s. Text bzw. Abs. 8.3.)

Gew.-Gr.:	FGR ▲	FGF △
Ges.: PGF △	2 von 48 ≈ 4.2%	42 von 68 ≈ 61.7%
VTD ▲	55 v. 120 ≈ 45.8%	22 v. 170 ≈ 12.9%

stet. Die **Charakterarten** sind **fettgedruckt** und **unterstrichen**, die **Leitarten** **fettgedruckt**.

Zwei Arten von VTD, ***Unio pictorum*** (40) und ***Anodonta anatina*** (43) sind als Charakterarten geeignet (hohe C%, Kk und Vk%). Sie sind zugleich Begleitarten von PGF. Wegen des hohen prozentualen und z. T. alleinigen (45 u. 46) Vorkommens (%Vk) sind ***Lithoglyphus naticoides*** (11), ***Radix auricularia*** (19), ***Dreissena polymorpha*** (45), ***Sphaerium rivicola*** (46) und ***Pisidium supinum*** (51) Leitarten von VTD. Die Arten 7, 20 u. 38 kommen nur als Begleitarten in Frage. Ihre C%, Kk und %Vk sind klein, sie sind in beiden Fließgewässertypen vertreten – mit Präferenz zu FGR (Tab. 4.3.2.4.). Die Arten 11 und 51 sind wiederum Begleitarten von PGF.

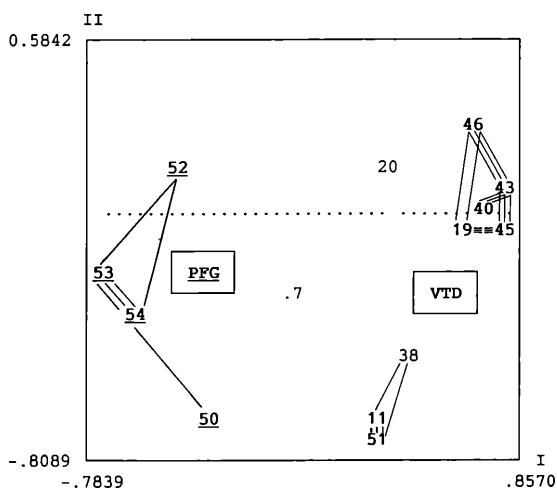


Abbildung 4.3.2.3.

Die Lage der Fließwassermolluskenarten im zweidimensionalen Raum – definiert durch die Ladungen der beiden ersten Hauptkomponenten der Tab. 4.3.2.3. Die Striche symbolisieren die zweidimensionalen Korrelationen. Erl. s. Text; Abk. s. Abs. 8.3.

Charakterarten von PGF sind ***Pisidium subtruncatum*** (53) und ***Pisidium nitidum*** (54) mit hohem Stetigkeiten und 100%-Vorkommen in FGF. ***Pisidium henslowanum*** (50) und ***Pisidium milium*** (52) sind von geringerer Stetigkeit, aber hohem

Tabelle 4.3.2.3.

Hauptkomponentenanalyse der 14 Fließwassermollusken in 29 Gewässern. Die dargestellten Hauptkomponenten erklären 82.3% der Gesamtvarianz (= % Σ Var.) (vgl. Tab. 4.3.2.1. und Abb. 4.3.2.3.).

Art.-Nr.	HAUPTKOMPONENTEN (HK)					
	I	II	III	IV	V	VI
54 P	-.59446	-.36636	.48324	.13781	-.29825	-.06070
53 G	-.77611	-.25797	.36468	.02089	-.13356	-.15816
50 F	-.30385	-.72543	.27604	.18624	.29673	-.06145
52	-.41848	.12400	.44469	-.38496	-.52482	.19916
43 V	.78463	.01392	.41901	.17393	-.16085	.08299
40 T	.75607	-.01980	.09370	.19724	-.31187	.26669
46 D	.68035	.26484	.51263	.02340	.07797	-.24322
45 a	.84849	-.07261	.24375	-.04897	.07788	.15415
19	.67836	-.07114	.20037	-.14488	.12745	-.03804
20 b	.36665	.10532	-.40255	.18683	-.57918	-.52559
7	.03632	-.26515	.02904	.87624	.00262	.02713
51	.31701	-.80090	-.26951	-.14239	-.16194	.02534
11 c	.30207	-.72220	-.31120	-.19081	-.17654	.25494
38	.43813	-.47870	.17146	-.37802	.14362	-.44220
% Σ Var.	32.664	16.407	11.064	9.269	7.395	5.519

Tabelle 4.3.2.4.

Charakter- und Leitarten der Wassermolluskengesellschaften der Fließgewässergruppen der rezenten und der fossilen Aue (Abk. s. Text und Abs. 8.3.).

Nr.	Art	Fließgewässergruppe: „Artenformel“	FGR ▲				FGF Δ			
			nF	C%	Kk	%Vk	nF	C%	Kk	%Vk
Pisidien-Gesellschaft der fos. Aue										
54	<i>Pisidium nitidum</i>	F/AB3FR2L	-	-	-	-	11	64.7	4	100
53	<i>Pisid. subtruncatum</i>	A/FB-FR2L3	-	-	-	-	17	100.	5	100
50	<i>Pisidium henslowanum</i>	F/AB3FR68	2	16.7	1	18	9	52.9	3	82
52	<i>Pisidium milium</i>	A/FB3FS-9	-	-	-	-	5	29.4	2	100
Verarmte Theodoxus-Ges. der Donau:										
43	<i>Anodonta anatina</i>	F/AB3FRL9	9	75.0	4	82	2	11.8	1	18
40	<i>Unio pictorum</i>	F/AB3FRL7	10	83.0	5	77	3	17.6	1	23
46	<i>Sphaerium rivicola</i>	F/AB2FS4-	3	25.0	2	100	-	-	-	-
45	<i>Dreissena polymorpha</i>	F/AS-FS91	7	58.3	3	100	-	-	-	-
19	<i>Radix auricularia</i>	A--P3WHLL	5	41.7	3	83	1	5.9	1	17
20	<i>Radix ovata</i>	F/AS-WR7L	6	50.0	3	50	6	35.3	2	50
7	<i>Valvata piscinalis</i>	A/FB3DHLL	6	50.0	3	60	4	23.5	2	40
51	<i>Pisidium supinum</i>	F--B2FS33	3	25.0	2	50	3	17.6	1	50
11	<i>Litho. naticoides</i>	F--B1AS61	4	33.3	2	80	1	5.9	1	20
38	<i>Ancylus fluviatilis</i>	F/QS3AS313	2	16.7	1	50	2	11.8	1	50
Abkürzungen: nF = Anzahl Gewässer mit Vorkommen in der Gruppe C% = Stetigkeit (% Gew. mit Vorkommen in der Gruppe) Kk = Konstanzklasse (Einteilung s. Tab. 2.4.) %Vk = % des Gesamtvorkommens										

prozentualen Vorkommen in FGF; sie werden zu Leitarten erklärt.

In Abb. 4.3.2.4. sind die einzelnen Fließgewässer im Donautal durch ihre charakteristische Molluskengesellschaft symbolisiert. PGF konzen-

triert sich deutlich auf das Laaber-System (Gew. 99- 103) und das Alburger Moos (Gew. 66-73). VTD ist auf die Donau (Gew. 1) und die direkt mit ihr in Verbindung stehenden Nebengewässer beschränkt. Auffällig ist die Häufung dieser Ge-

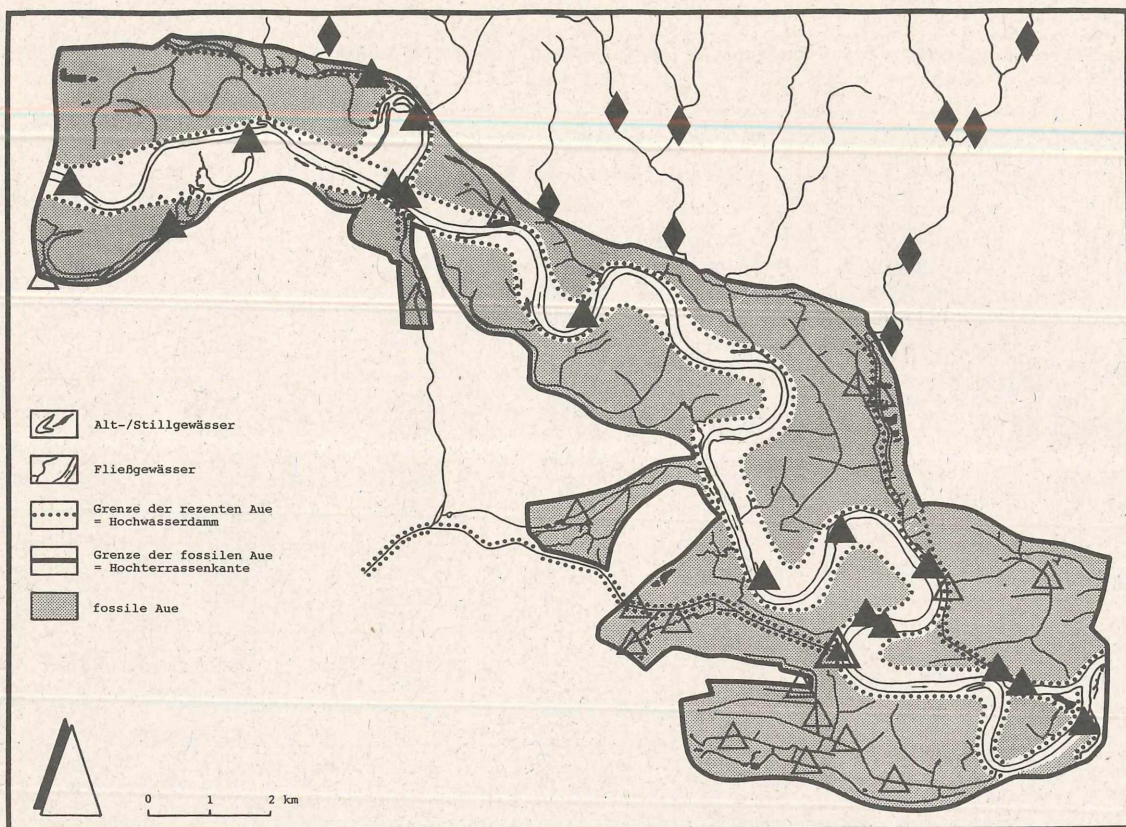


Abbildung 4.3.2.4.

Die Verteilung der Fließwassermolluskengesellschaften auf die rezente und fossile Aue und Bergbäche im Donauraum Straubing;

- ▲ = Verarmte Theodoxus-Gesellschaft der Donau (VTD)
- △ = Pisidien-Gesellschaft der fossilen Aue (PGF)
- ◆ = *M. margaritifera*-Gemeinschaft der Bergbäche (MMG, s. Abs. 4.3.4.)
- ▲ = Große Laaber Mündung mit VTD und PGF

sellschaft in der Öberauer Schleife (Gew. 43-48). Im Mündungsbereich der Großen Laaber (Gew. 104, ▲) versammeln sich viele Arten beider Fließwassergesellschaften (vgl. Tab. 4.3.2.1.). Die Verbreitung der Margaritifera margaritifera-Gemeinschaft der Bergbäche (◆) wurde in die Abb. 4.3.2.4. mitaufgenommen.

4.3.2.3. Die Verarmte Theodoxus – Gesellschaft der Donau (VTD)

Da die **Charakterarten** der Gesellschaft *Theodoxus transversalis* (1) und *Theodoxus danubialis* (2) sowie die Arten *Viviparus acerosus* (4), *Unio crassus* (41), *Pseudanodonta complanata* (44) und die Pisidien-Arten *henslowanum* (50), *subtruncatum* (53), *nitidum* (54) und *casertanum* (56) gegenüber der „Theodoxus transversalis-danubialis-Gesellschaft der Donau“ von HÄBLEIN (1966: 87 ff) fehlen (s. Abs. 4.2.1.1.), wird diese Assoziation „Verarmte Theodoxus-Gesellschaft der Donau“ (VTD) genannt. Die potentielle Zugehörigkeit der Arten 1, 2, 4, 8, 41 und 44 zu VTD wird durch Totfunde im Donauraum Straubing und durch Lebendfunde in nicht allzu entfernten Abschnitten der Donau (s. Abs. 8.1.) und die der Arten 50, 53, 54 und 56 durch wenige Lebendfunde bestätigt (s. Abb. 4.1, 4.2, 4.4, 4.8, 4.41, 4.44, 4.50, 4.53, 4.54 und 4.56, Abs. 8.2.). Die Molluskengesellschaft der Donau und der FGR ist mit 10 kennzeichnenden Arten wesent-

lich reicher als die der FGF. Hierzu gehören die **Charakter-, Leit- und Begleitarten** *Unio pictorum* (40), *Anodonta anatina* (43), *Sphaerium rivicola* (46), *Pisidium supinum* (51), *Dreissena polymorpha* (45), *Radix auricularia* (19), *Lithoglyphus naticoides* (11), *Ancylus fluviatilis* (38), *Radix ovata* (20) und *Valvata piscinalis* (7) (s. Tab. 4.3.2.4.). Das Verteilungsmuster von VTD (Abb. 4.3.2.4.) spiegelt sich in den Verbreitungsbildern der Arten wider (s. Abb. 4.7, 4.11, 4.19, 4.20, 4.38, 4.40, 4.43, 4.45, 4.46 und 4.51, Abs. 8.2.), wobei Totfunde die durch geringe Häufigkeiten abgeschwächte Zugehörigkeit der Arten (11, 38, 46 und 51) zu VTD bekräftigen. Beide Großmuscheln (40 u. 43) bewohnen fast alle Gewässer der FGR, wenige auch die der FGF (s. Tab. 4.3.2.1.). *Sphaerium rivicola* (46) und *Dreissena polymorpha* (45) treten nur in der rezenten Aue auf. *Sphaerium rivicola* (46) findet man im ganzen Gebiet nur 4 mal (3 mal in FGR und einmal in der Pfatterer Au – Ost, Gew. 6, rezente Aue). *Lithoglyphus naticoides* (11) ist wie *P. supinum* (51) auf die rezente Aue und Große Laaber (Gew. 104), die in enger Verbindung mit der Donau steht, beschränkt. *Ancylus fluviatilis* (38) – bei HÄBLEIN (1966: 88) noch mit 100% Steitigkeit vertreten – ist heute in der rezenten Aue nur mehr in vereinzelter Populationen nachweisbar: in der Donau (Gew. 1) und der Pfatterer Au-Mündung (Gew. 7) – mit großen Beständen auf Hartsubstraten. *Dreissena polymorpha* (45)

ist auf FGR konzentriert, ist aber auch in Kiesweihern anzutreffen (z. B. Gew.93, s. einzigen Fundort in der fossilen Aue in Abb. 4.45, Abs. 8.2.). Kommentare zu den einzelnen Arten befinden sich in Abs. 8.1.).

Alle VTD-Arten (außer 19 und 7) bevorzugen Fließgewässer. Vier Muschelarten (40, 43, 46 und 51) leben am Boden, eine (45) auf Steinen. Von den Schnecken sind zwei Steinbewohnerinnen (20 und 38), zwei (7 und 11) Boden- und eine (19) Pflanzenbewohnerin (s. Artenformel in Tab. 4.3.2.1.). SCHLEUTER & TITTIZER (1988: 139 ff) finden bei einer VTD-ähnlichen Molluskenartenzusammensetzung in Bereichen des Mains mit Flußcharakter ähnliche Substratansprüche. Auffällig ist die hohe Beteiligung von Muscheln an VTD. Sie ernähren sich durch Filtrieren des Flußwassers, die restlichen Arten als Weidegänger von Detritus – das entspricht der Vorstellung eines Kontinuums auch in der Ernährungsstrategie der Arten im Flußverlauf (VANNOTE et al., 1980: 133). Die Donau befindet sich in der Mäanderzone mit hohem Schwebstoffanteil, den sich insbesondere Filtrierer wie Muscheln, Simulidenlarven (Kriebelmücken, Diptera) und netzbauende Insektenlarven (z. B. *Hydropsyche sp.*) zunutze machen. *Bithynia tentaculata* (12), eine ubiquitäre Begleitart von VTD (s. Tab. 4.3.1.1.) kann sich sowohl filtrierend (mit einem Einstrudelmehanismus) als auch über direkte Aufnahme ernähren (SCHÄFER, 1953: 67). Durch die hohe organische Produktivität des Flusses fällt viel Detritus an, der oben genannten Schneckenarten und z. B. *Gammarus sp.* Nahrung bietet.

JUNGBLUTH et al. (1988) haben die Molluskenfauna der Donau zwischen Kelheim und Passau kartiert und bestätigen die mit nur wenigen Aufnahmen erarbeitete VTD in ihrer Artenzusammensetzung. Interessanterweise fehlen ebenfalls Lebendnachweise der von HÄBLEIN

(1966: 89) mitangeführten Pisidien (50, 53, 54 und 56). Lediglich von *Pisidium nitidum* (54) liegen 2 Lebendnachweise (aus knapp 90 Probenstellen!) vor.

VTD ist typisch für die Mäanderzone der Donau etwa ab Kelheim (HÄBLEIN & STOCKER, 1977: 141) und charakterisiert mit vielen anderen Arten ihren weiteren Verlauf bis zur Mündung (FRANK, 1986a: 347 ff; PUJIN & RICHNOVSZKY, 1987: 403 ff). Einschränkend wirken Staustufenbau und mangelnde Wasserqualität auf langen Strecken der Donau, die natürliche Fauna wird durch Ersatzbiozöten verdrängt (SHADIN, 1961: 800; WEBER, 1973: 194; ARMITAGE, 1984: 139 ff). Altwässer stellen für einige Arten bedeutende Rückzugsgebiete dar (REISCHÜTZ, 1985: 31), die den Fluß als spezifischen Lebensraum jedoch nicht ersetzen können. 5 Arten gelten als „gefährdet“, 2 als „stark gefährdet“ und 1 als „vom Aussterben bedroht“ (FALKNER, 1990).

4.3.2.4. Die Fließgewässergruppe der rezenten Aue (FGR)

Die biotischen Eigenschaften und bedeutende Wassermolluskenvorkommen der Fließgewässer der rezenten Aue sind in Tab. 4.3.2.5. zusammengefaßt, die der Donau in Tab. 4.3.2.6. (chemisch/physikalische Eigenschaften, s. Tab. 4.1.2.).

Die durchschnittliche Anzahl lebender Wassermolluskenarten, Diversität, Evenness, Anzahl „Rote-Liste-“ und „rare und seltene Arten“ sind in den Fließgewässern der rezenten und fossilen Aue etwa gleich (vgl. Tab. 4.3.2.5. und Tab. 4.3.2.7.). Lediglich die Anzahl von Totfunden ist mit 1.5 in der rezenten Aue deutlich geringer. Die unterscheidenden Standortfaktoren gilt es bei der Modellentwicklung (Abs. 4.5.) zu finden.

Tabelle 4.3.2.5.

Eigenschaften des Wassermolluskenbesatzes und besondere Molluskenvorkommen in Fließgewässern der rezenten Aue (FGR, ▲)

	m	$\pm s_m$	Ex	V	n
Artenzahl – lebend:	6.4	0.9	2–15	55.6%	13 + 3JFS
Diversität (H_s):	1.3	0.2	0.6–2.4	45.1%	13
Evenness (E):	0.8	0.04	0.5–1.0	19.5%	13
Artenzahl – tot:	1.5	0.4	0–6	119%	13 + 3JFS
n RL spp.:	3.8	0.6	1–10	63.5%	13 + 3JFS
n r + s spp.:	3.6	0.6	1–10	71.7%	13 + 3JFS
Substrate u. Pflanzengesellschaften: Kies, Steine, Blöcke, Sand, erdiger Schlamm, Ranunculion fluitantis bzw. makrophythenfrei					
besondere Vorkommen (ohne Donau – s. Tab. 4.3.2.6.):					
<i>Valvata naticina</i> (7)	E in 712 und H in 718				
<i>Radix ampla</i> (21)	L in Gew. 7, H in 709 und 718				
<i>Unio crassus</i> (41)	E in Gew. 712				
<i>Pseudanodonta complanata</i> (44)	E in 712 und 718				
Abkürzungen: m = Mittelwert; $\pm s_m$ = Standardabweichung von m; Ex = Extremwerte; V = Variationskoeffizient; n = Probenzahl; n RL spp. = Anzahl „Rote-Liste-Arten“; n r + s spp. = Anzahl im Gebiet „rare und seltene Arten“; E = erloschenes Vorkommen; L = Lebendfund; T = Totfund; H = HÄBLEIN-Funde (1966: 31, 35, 101) JFS = JUNGBLUTH et al. (1986)–Aufnahmen (s. Abs. 2.1.5.)					
zugehörige Gewässer: 1, 4, 7, 23, 25, 39, 45, 46, 48, 55, 709, 712 und 718					
„reidentifiziert“: Gew. 43, 47 und 63					

Diversität, Evenness, Anzahl „Rote-Liste-“, „rare und seltene Arten“ sind in der Donau hoch (Tab. 4.3.2.6.). Bemerkenswert ist der Lebendfund von *Anodonta cygnea* (42), eine typische Stillwasserart, die im Gebiet nur 5 mal lebend nachgewiesen wurde (s. Abb. 4.42, Abs. 8.2.).

4.3.2.5. Die Pisidien – Gesellschaft der fossilen Aue (PGF)

Vier Pisidienarten bilden die Fließwassermolluskengesellschaft der fossilen Aue: *Pisidium nitidum* (54), *P. subtruncatum* (53), *P. henslowanum* (50) und *P. milium* (52). Alle 4 kommen als **Charakter-** bzw. **Leitarten** in Frage (s. Abs. 4.3.2.2.). Sie haben unterschiedliche ökologische Ansprüche (s. „Artenformel“ in Tab. 4.3.2.1., mit F- und A-Arten) und charakterisieren daher verschiedene Gewässer, stagnierende Gräben (Gew. 2, 30, 49, 66 und 67) ebenso wie langsam fließende Bäche der Ebene (Gew. 51, 54 und 72).

Die drei häufigen Arten (50, 53 u. 54) gelten als euryök, mit erhöhter Toleranz gegen Verschmutzung und indifferent gegenüber der Stärke der Wasserbewegung (KUIPER & WOLFF, 1970: 36). Dementsprechend besiedeln sie verschiedenste Substrate. *P. henslowanum* (50) und *P. milium* (52) sind in ihrer Habitatwahl wählerischer – sie bevorzugen ruhige, schlammige Gewässer mit niedriger Fließgeschwindigkeit (KUIPER & WOLFF, 1970: 36). Die geringe Abundanz von *P. milium* (52) (s. Tab. 4.3.2.1.) scheint typisch zu sein (MEIER-BROOK, 1975: 193), diese Art gilt als sauerstoffbedürftig (SCHMID, 1983: 495). HINZ & NIESPOR (1982: 511) machen die Siedlungsdichte von *Pisidium subtruncatum* (53), die am meisten euryöke (MEIER-BROOK, 1975: 193) und dominante Art, für den Verbreitungsgrad der restlichen Pisidien-Arten im Biotop verantwortlich (vgl. Tab. 4.3.2.1., und Tab. 4.3.4.1.). Laut MEIER-BROOK (1969: 123) ist *Pisidium nitidum* (54) auf großporiges Interstitial zur guten Sauerstoffversorgung angewiesen, so kann ihr Fehlen in artenarmen Fließgewässern der Donauaue erklärt werden (s. Tab. 4.3.2.1.). Pisidien sind Boden-bewohnende Filtrierer. Das Fehlen von Stein-bewohnenden Arten, wie *Ancylus fluviatilis* (38) oder *Dreissena polymorpha* (45) in PGF ist in der Verschlammung der Gewässer (hohe organische Produktion, niedrige Fließgeschwindigkeit) begründet: Steine mit

ihrem Algenaufwuchs als Nahrungsgrundlage für *Ancylus fluviatilis* (38) und als Verankerungsplatz für *Dreissena polymorpha* (45) fehlen. Die zwischen FGR und FGF vermittelnden Arten *Radix ovata* (20) und *Valvata piscinalis* (7) fressen lebendes und totes Pflanzenmaterial. HÄBLEIN (1966) definiert keine reine Pisidien-Gesellschaft. Er nennt die hier zur Gesellschaft vereinten Arten in mehreren Gesellschaften (1966: 88-102). Die größten Stetigkeiten haben 53 und 54 bei HÄBLEIN in der „Theodoxus transversalis-danubialis-Gesellschaft der Donau“ (1966: 88/89) und in der „M. margaritifera-Gemeinschaft kalkarmer, wassersternreicher Gebirgsbäche“ (1966: 97). *P. henslowanum* (50) kommt sporadisch vor, *P. milium* (52) nur in einer Gesellschaft (HÄBLEIN, 1966: 100-102). Seinen Ausführungen entsprechen z. T. den Verhältnissen im Donauraum Straubing. Die häufige *P. subtruncatum* (53) ist für zwei extrem verschiedene Fließgewässertypen charakteristisch: die langsam fließenden, nährstoffreichen Bäche der Ebene (s. Abs. 4.3.2.6.) und die schnell fließenden, kühlen und nährstoffarmen Bergbäche. Räumlich der fossilen Aue am nächsten liegen HÄBLEIN's „Anfangsstadien der *Pisidium amnicum-tenuilineatum*-Gesellschaft von Bächen der Talgebiete“ (1966: 95 ff). Sie werden von 53 und 54 nur sporadisch besiedelt. Die Probenstellen liegen mit 350 – 490 mÜNN zwischen der Tal-aue und den Bergbächen außerhalb des Donauraums Straubing. Die Pisidien, 50, 51, 53 und 54, findet man heute kaum in der rezenten Aue. Eine mögliche Erklärung ist die ungenügende Erfassung der Gewässerböden der rezenten Aue (z. T. tief und vom Ufer aus unzugänglich) oder gravierende Veränderungen, welche das Erlöschen der Arten in der rezenten Aue zur Folge hatten. Denkbar wäre, daß sie aufgrund der schlechten Wasserqualität – vor und während HÄBLEIN's Bearbeitungen – in die Donau eindringen und sich nach Verbesserung der Wasserqualität durch die Inbetriebnahme der Kläranlage in Regensburg 1980 (BSLU, 1985) zurückzogen – dies würde auch die vielen Tod- und wenigen Lebendfunde von Pisidien durch JUNGBLUTH et al. (1988) erklären (s. o.). Drei Arten (50, 52 und 54) gelten als „gefährdet“ (FALKNER, 1990). Alle vier Arten sind in Rhein (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 46) und Rhône (CASTELLA, 1987, II: 225) vertreten (Kommentare zu den einzelnen Arten: s. Abs. 8.1.).

Tabelle 4.3.2.6.

Eigenschaften und Besonderheiten des Wassermolluskenbesatzes der Donau im Abschnitt Pfatter – Straubing (Gew. 1)

Artenzahl – lebend: 9;	Diversität: 1.8;	Evenness: 0.82;
Anzahl „Rote-Liste-Arten“: 5;	Anzahl „rare u. seltene Arten“: 7;	
Substrate: Kies, Sand, Steine, Blöcke, <i>Fontinalis sp.</i> , meist makrophythenfrei;		
besondere Vorkommen (nicht in Tab. 4.3.2.1.):		
lebend: <i>Anodonta cygnea</i> (42)		
Totfunde: <i>Lithoglyphus naticoides</i> (11), <i>Pseudanodonta complanata</i> (44) und <i>Pisidium supinum</i> (51)		
erloschene Arten: <i>Theodoxus transversalis</i> (1), <i>Theodoxus danubialis</i> (2), <i>Viviparus acerosus</i> (4), <i>Valvata naticina</i> (8) und <i>Unio crassus</i> (41)		
HÄBLEIN (1966: 31): <i>Bythiospeum acicula</i> (9)		

4.3.2.6. Die Fließgewässergruppe der fossilen Aue (FGF)

Die Einteilung der Gewässer entspricht der einfachen Trennung von Fließgewässern der rezenten und fossilen Aue (Abs. 4.1.). In Tab. 4.3.2.7. sind die biotischen Eigenschaften der Fließgewässer der fossilen Aue zusammengefaßt (chemisch/physikalische Eigenschaften, s. Tab. 4.1.4.).

Die Bachbettstruktur ist von Weichsubstraten geprägt, Faulschlamm bedeckt die natürlichen Substrate, der Wasserkörper ist größtenteils mit Makrophyten ausgekleidet. Die FGF entsprechen z. T. den von ZÄHLHEIMER (1979: 58) durch Callitrichetum obtusangulae charakterisierten Entwässerungsgräben (z. B. Gew. 30, 49, 51, 66 und 73). Das Laaber System (Gew. 101-104) ist mit Ranunculion fluitantis besetzt. Diese Gräben verbinden die fossile Aue mit dem Hauptgerinne (Donau) und dienen dem Oberflächenabfluß.

Die durchschnittliche Artenzahl, Diversität, Evenness, Anzahl „Rote-Liste-“ und im Gebiet „rare und seltene Arten“ stimmen in der Größenordnung mit den Werten von FGR überein (vgl. Tab. 4.3.2.5.). Die Zahl der Totfunde ist in FGF wesentlich höher (Tab. 4.3.2.7.). Mit Hilfe der Modellentwicklung (Abs. 4.5.) wird versucht, die entscheidenden Standortfaktoren hervorzuheben.

Gew. 46 (Tümpel in der Öberauer Schleife) wird mit 2 vereinzelt Pisidien (53 und 54) von PGF, aber *Radix auricularia* (19) und *Radix ovata* (20)

von VTD in stärkeren Abundanzen (s. Tab. 4.3.2.1.) FGR zugeteilt (Abs. 4.3.2.4.).

4.3.3. Die Stillwassergesellschaften der Aue und ihre Gewässer

Bei den Stillgewässern werden allgemein verbreitete (12, 16, 17, 23, 24, 28 u. 37), vereinzelt auftretende (11, 18, 20, 21, 22, 27, 36, 42, 45, 46, 50, 52, 53, 54 u. 57) und nur tot (32, 33, 38, 41 u. 44) bzw. von HÄBLEIN (1966) (9, 10 und 29) nachgewiesene Arten ausgeschlossen (vgl. Abs. 4.3.1.). Ebenso entfallen *Acroloxus lacustris* (13) und *Gyraulus crista* (34), da sie in geringen Abundanzen und ohne Präferenz für bestimmte Gewässertypen (s. Tab. 4.3.1.1.) vorkommen. Alle Stillgewässer mit weniger als 3 von 17 in der Analyse verwendeten Arten (Gew. Nr. 9, 11, 13, 16, 17, 18, 21, 707, 708, 37, 713, 52, 56, 57, 64, 71, 75, 77, 721, 81, 87, 91, 97 und 98) werden ausgeschlossen und möglichst reidentifiziert (vgl. Abs. 4.3.1.).

Die Ergebnisse der Clusteranalysen mit 17 Arten und 57 Gewässer sind in Dendrogrammen abgebildet (Abb. 4.3.3.1. und Abb. 4.3.3.2.).

Die Artenauftrennung (Abb. 4.3.3.1.) ergibt drei eigenständige Gruppen. (Ähnlichkeits-Niveau: $Q = 0.6077 \times 10^2$). Im Mittelpunkt der ersten Gruppe (VPG) mit den Arten 48, 35, 25, 5, 30, 15, 3 und 47 stehen *Valvata cristata* (5) und *Planorbis carinatus* (25) mit dem niedrigsten Q-Wert (= größte Ähnlichkeit).

Die zweite Gruppe (VAG) besteht aus 4 Arten: *Valvata macrostoma* (6) und *Aplexa hypnorum* (14), *Anisus spirorbis* (26) und *Pisidium caserta-*

Tabelle 4.3.2.7.

Eigenschaften des Wassermolluskenbesatzes der Fließgewässer der fossilen Aue (FGF, Δ) und besondere Vorkommen

	m	$\pm s_m$	Ex	V	n
Artenzahl – lebend:	6.7	0.7	1–12	45.4%	16 + 1JFS
Diversität (H_1):	1.3	0.1	0–2.0	44.2%	16
Evenness (E):	0.7	0.05	0–0.9	30.7%	16
Artenzahl – tot:	3.5	1.0	0–14	123%	16 + 1JFS
n RL spp.:	3.5	0.5	1–8	59.4%	16 + 1JFS
n r + s spp.:	4.1	0.5	1–8	48.9%	16 + 1JFS
Substrate und Wasserpflanzengesellschaften: Faulschlamm, erdiger Schlamm, CO, RF und GM (Abk. s. Abs. 8.3.)					
besondere Vorkommen:					
<i>Viviparus contectus</i> (3)	L in Gew. 66;				
<i>Bythinella austriaca</i> (10)	H in Gew. 719				
<i>Acroloxus lacustris</i> (13)	L in Gew. 2, 4, 54, und 100				
<i>Radix ampla</i> (21)	T in Gew. 100				
<i>Anisus leucostoma</i> (27)	T in Gew. 2 und 30				
<i>Gyraulus crista</i> (34)	L in Gew. 51				
<i>Unio crassus</i> (41)	E in Gew. 100 und 102				
<i>Anodonta cygnea</i> (42)	T in Gew. 100				
<i>Pisidium amnicum</i> (49)	L in Gew. 102; T in Gew. 101				
<i>Pisidium personatum</i> (55)	H in Gew. 719; T in Gew. 73				
<i>P. moitessierianum</i> (58)	E in Gew. 54				
<i>P. tenuilineatum</i> (59)	E in Gew. 101				
Abkürzungen: m = Mittelwert, $\pm s_m$ = Standardabweichung von m; Ex = Extremwerte; V = Variationskoeffizient; n = Probenzahl; n RL spp. = Anzahl „Rote-Liste-Arten“; in r + s spp. = Anzahl im Gebiet „rare u. seltene Arten“; E = erloschenes Vorkommen; L = Lebendfund; T = Totfund; H = HÄBLEIN – Funde (1966:86); JFS = JUNGLBUTH et al. (1986)–Aufnahmen (s. Abs. 2.1.5.)					
zugehörige Gewässer: 2, 30, 49, 51, 54, 66, 67, 69 („reid.“), 72, 73, 99, 100, 101, 102, 103, 104 u. 716 (n = 16 + 1 FS); weitere FGF (ohne Lebendfunde): Gew. 68, 74 und 719;					

num (56). Die dritte Gruppe (RGG) teilt sich in zwei Untergruppen. In ihrem Vorkommen am ähnlichsten sind *Radix auricularia* (19) und *Gyraulus albus* (31). Dazu kommt *Valvata piscinalis* (7) und mit größerem Abstand die beiden Großmuscheln, *Unio pictorum* (40) und *Anodonta anatina* (43). Die zweite und dritte Gruppe setzen sich deutlich von der ersten Gruppe ab. Beide haben ihr Verbreitungsschwerpunkt in der rezenten Aue, während die erste Gruppe fast ausschließlich in der fossilen Aue lebt.

Im Dendrogramm der Stillgewässer treten wiederum drei etwa gleich große Gruppen hervor. Sie unterscheiden sich deutlich und sind in sich geschlossen (Ähnlichkeits-Niveau: $Q = 0.106 \times 10^4$). Anders als bei den Arten (Abb. 4.3.3.1.) ähneln sich die durch RGG und VPG charakterisierten Gewässergruppen AW und DGG in ihrer Artenzusammensetzung mehr (s. Abb. 4.3.3.2.) als die von VAG und RGG besiedelten Gewässer TPG und AW (vgl. oben). Die Ergebnisse beider Dendrogramme sind in Tab. 4.3.3.1. zusammengefaßt.

Es gelten folgende Namen, Symbole und Abkürzungen:

- = *Radix auricularia* – Gyraulus albus-Gesellschaft (RGG) der Altwässer (AW)
- = *Valvata cristata* – Planorbis carinatus-Gesellschaft (VPG) der Gießen (DGG)
- ★ = *Valvata macrostoma* – Aplexa hypnorum-Gesellschaft (VAG) der Tümpel (TPG)

Drei Stillgewässergruppen werden von drei Wassermolluskengesellschaften charakterisiert. Die Anordnung der Arten- und Gewässergruppen (Abb. 4.3.3.1./2.) wurde entsprechend einer möglichen Sukzessionsabfolge von RGG in Altwässern (= AW) über VPG in Gießen (= dauerhafte Gewässer mit starkem Grundwassereinfluß = DGG) zu VAG in Tümpeln (= temporär periodischen Gewässern = TPG) bei zunehmender Verlandung geordnet (Tab. 4.3.3.1.). Der C-Wert aus der Konzentrationsanalyse ist (Tab. 4.3.3.1.) mit 0.317 hoch und spricht, wie der hohe $\chi^2 = 181.9$ für eine gute Gruppenkonzentration. Die summierten Häufigkeiten

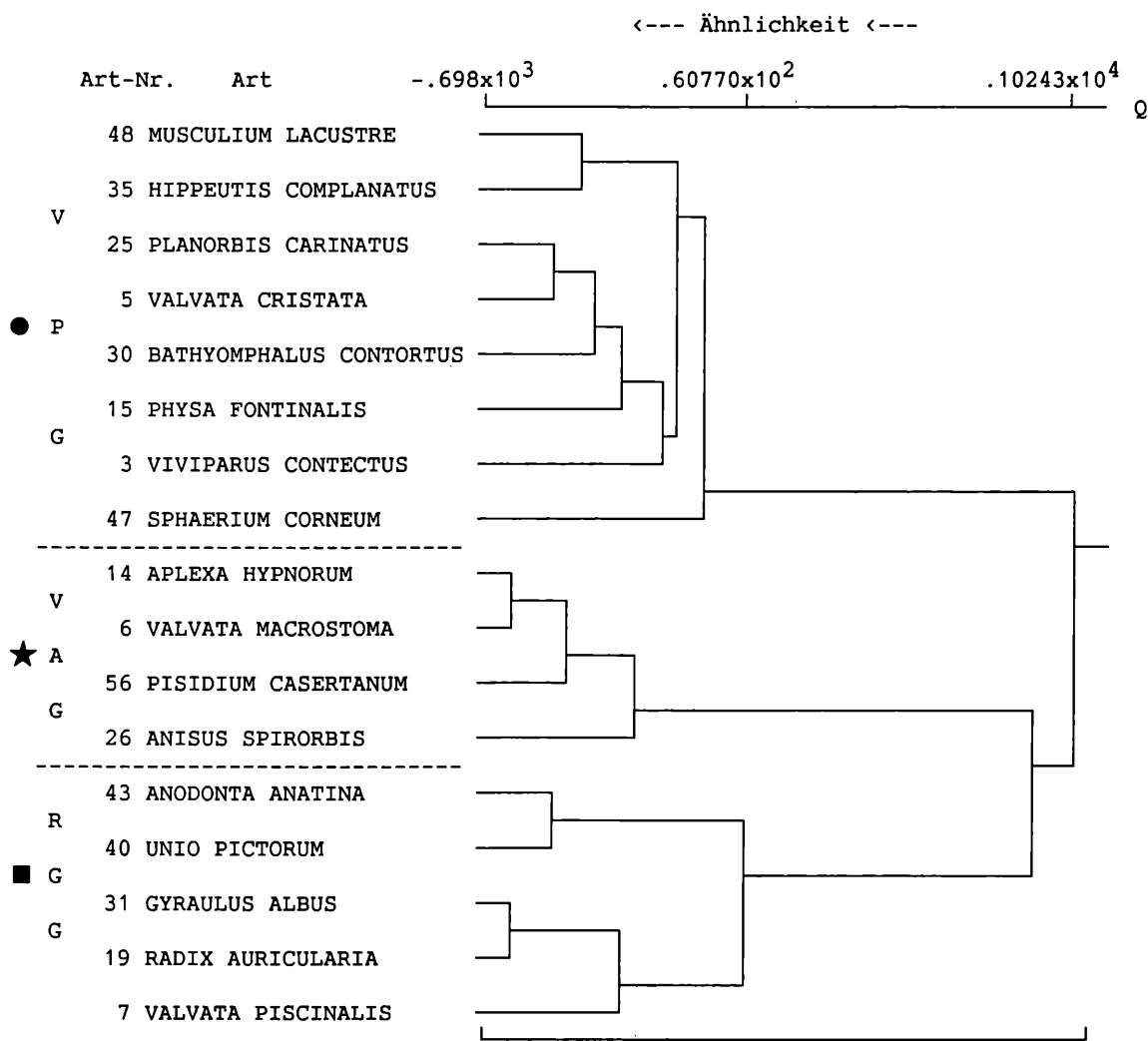


Abbildung 4.3.3.1.

Dendrogramm zum gemeinsamen Vorkommen von 17 Wassermolluskenarten in 57 Stillgewässern der rezenten und fossilen Aue des Donauraums Straubing (Abk. s. Abs. 8.3.).

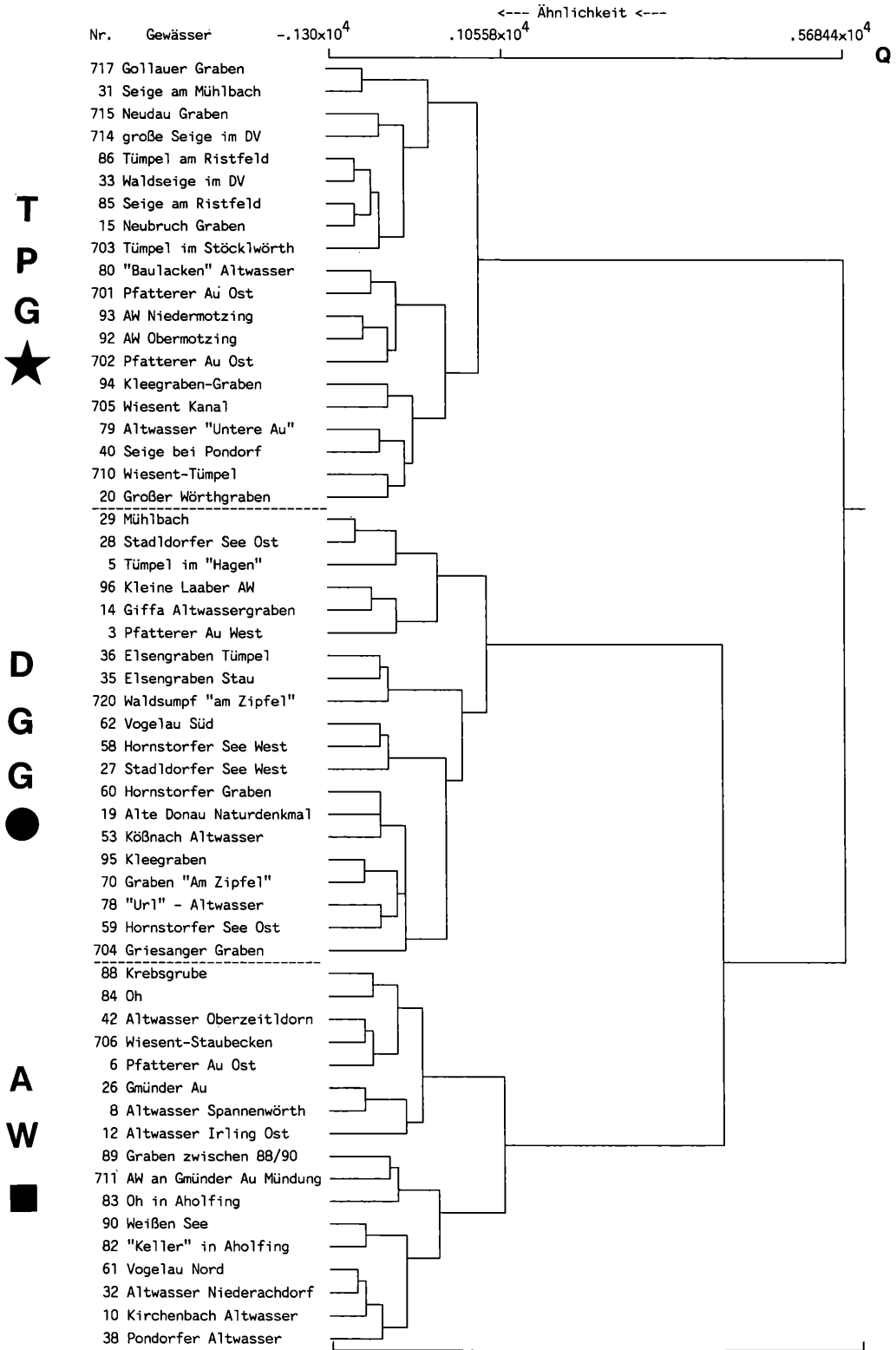


Abbildung 4.3.3.2.

Dendrogramm zur Ähnlichkeit von 57 Stillgewässern des Donaurooms Straubing, gemessen am gemeinsamen Wassermolluskenbesatz (17 Arten) (Abk. s. Abs. 8.3.).

bzw. das prozentuale Auftreten der Arten pro „Gruppenquadrat“ verdeutlichen die Gruppenstruktur (s. Tab. 4.3.3.2.).

Am stärksten konzentriert sich VAG mit 72.5% Häufigkeit in TPG. In den anderen Gewässertypen ist sie nur schwach vertreten. RGG vereint sich mit 62.4% in AW. Die schwache Assoziation von VPG (52.5%) in DGG wird durch das geringe Auftreten ihrer Arten in den anderen Ge-

wässerguppen und die hohe Zahl beteiligter Arten (n = 8) relativiert.

4.3.3.1. Die Stillwassermolluskengesellschaften

Mit den für die Clusteranalyse normalisierten Art-Abundanzen wird (vgl. Abs. 4.3.2.1.) eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt. Die ersten 6 Hauptkomponenten (HK) vereinigen

Tabelle 4.3.3.1.

17 Wassermolluskenarten in 57 Stillgewässern der rezenten und fossilen Aue des Donauraums Straubing;
C = 0.317 ; Chi² = 181.9; Abk. s. Abs. 8.3.

Gewässergruppe:	tiefe Gewässer m. Oberflächenwasser	dauerhafte Gew. mit Grundwassereinfluß	temporär/periodische Gewässer	
Abk./Zeichen:	ALTWÄSSER (AW) ■	GIEBEN (DGG) ●	TÜMPEL (TPG) ★	
Gewässernummer: (von oben nach unten)	7 7 8 8 4 0 2 1 8 1 8 9 8 6 3 1 3 8 4 2 6 6 6 8 2 9 1 3 0 2 1 2 0 8	7 7 2 2 9 1 3 3 2 6 5 2 6 1 5 9 7 7 5 0 9 8 5 6 4 3 6 5 0 2 8 7 0 9 3 5 0 8 9 4	7 7 7 7 7 7 7 7 1 3 1 1 8 3 8 1 0 8 0 9 9 0 9 0 7 4 1 2 7 1 5 4 6 3 5 5 3 0 1 3 2 2 4 5 9 0 0 0	
Lage: Gewässerumland: Gewässertyp: charakterist. Pflanzengesell.:	FFRFRRRRFRFFFRFRFR LLWLGGGGLWLLLGGLW AAPAPPAPGPGAAPPAP MMM MMMP CMMMMM NNN NNNFG DNNNNN	FFRFFFFFFFFFFF GGGLLLLLWGLGLLGLLSLL GPPPAFGTAAAPPPGAAP CPPPLPGCCMGPLPNPL DGPGMGMO DDNMGMGOGM	FFFRRRRFRRRRRRFFFRFR LGLGGWGLGWSWGGLLLGWL TTTTTTTTTTPAPPGGPTPT C AAGG A MG G PG P G LLMM C NM M GM G	
Art-Artenformel				
43 F/AB3FRL9 40 F/AB3FRL7 31 A/FP-HHLL 19 A-P30HLL 7 A/FB3DHLL	R 2 2 4 1 4 3 3 G 2 1 3 2 2 2 G 2 2 4 2 2 2 1 1 3 2 2 3 3 2 1 2 3 1 2 2 2 2 2 2 3 3 2 ■ 3 2 3 1 2 2 4 1 2 2 3 3	2 3 1		
48 P/AB3FH8L 35 A/PP3HR5L 25 A/PP3HR1L 5 A/PP-DH8L 30 A/PP3HR1L 15 A/FP3HS1L 3 A/PB3DS17 47 A/FB-FHLL	V P I I G ●	1 1 2 2 3 2 2 1 2 3 2 2 3 1 2 2 2 2 3 2 2 1 1 2 3 1 3 3 3 4 4 4 4 3 4 3 2 3 1 2 3 3 4 2 3 2 4 3 2 1 2 2 2 4 2 2 2 2 3 2 3 2 2 2 4 2 3 2 4	3 1 1	
14 P-P2HHLL 6 P-B2DHLL 56 FPQB-FR693 26 P-PIHR86	V A G ★	2	1 2 1 1 4 4 4 4 3 2 2 4 4 2 3 3 4 2 4 3 1 4 2 3 4 4 3 3 2 2 3 2 1 2 2 1 4 2 3 3 2 3 2 4 2 2 3 4 2 2 2 3 2 4 2 2	3

Tabelle 4.3.3.2.

Summierte Häufigkeiten und prozentuales Auftreten der Arten pro „Gruppenquadrat“
(Abkürzungen s. Text bzw. Abs. 8.3.)

Gew.-Gr.:	AW ■	DGG ●	TPG ★
G RGG e ■	53 v. 85 ≈ 62.4%	22 v. 100 ≈ 22.0%	15 v. 100 ≈ 15.0%
s e VPG l ●	11 v. 136 ≈ 8.1%	84 v. 160 ≈ 52.5%	25 v. 160 ≈ 15.6%
s VAG ★	4 v. 68 ≈ 5.9%	10 v. 80 ≈ 12.5%	58 v. 80 ≈ 72.5%

68% der Gesamtvarianz auf sich (Tab. 4.3.3.3.). Auf die Darstellung der restlichen 11 wird verzichtet.

RGG zerfällt in zwei Untergruppen. Die beiden Großmuscheln (40 u. 43) zeigen einen eigenständigen Charakter. Sie laden die II. und IV. HK hoch negativ. Ebenso laden die Arten 7, 19 und 31 die II. und III. HK negativ hoch, die HK I bis IV auf gleiche Weise einnehmen. Bemerkenswert sind die beiden Großmuscheln, die nur etwa die Hälfte der Gewässer ihrer Gesellschaft (AW) besiedeln (Tab. 4.3.3.1.). Die Arten von VPG laden die ersten zwei HK gleich, die I. hoch negativ, die II. schwach positiv. Im Gegensatz dazu lädt VAG die ersten 3 HK, I und II stark positiv, III schwach negativ. Zwischen den Ergebnissen der Clusteranalyse (Abb. 4.3.3.1.) und der Haupt-

komponentenanalyse der Arten besteht eine hohe Übereinstimmung.

In Abb. 4.3.3.3. sind die ersten beiden Hauptkomponenten aus Tab. 4.3.3.3. zweidimensional aufgetragen und die Einzelkorrelationen der Arten untereinander durch Striche gekennzeichnet (vgl. Abb. 4.3.2.3.).

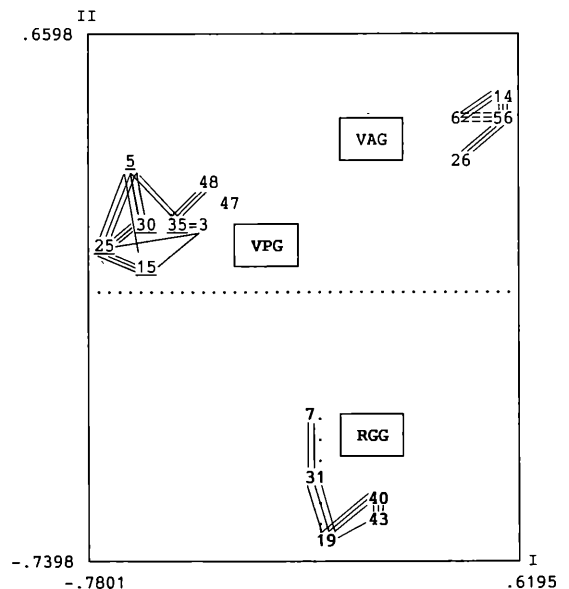


Abbildung 4.3.3.3.

Die Lage der Stillwassermolluskenarten im zweidimensionalen Raum – definiert durch die Ladungen der beiden ersten Hauptkomponenten der Tab. 4.3.3.3. Die Striche symbolisieren die zweidimensionalen Korrelationen. Erl. s. Text; Abk. s. Abs. 8.3.

Tabelle 4.3.3.3.

Hauptkomponentenanalyse der 17 Wassermolluskenarten in 57 Stillgewässern (vgl. Tab. 4.3.3.1.) Die dargestellten HK erklären 68% der Gesamtvarianz (% Σ Var.).

Art.-Nr.	HAUPTKOMPONENTEN (HK)					
	I	II	III	IV	V	VI
43	.18084	-.66941	.01417	-.32074	.26821	.18157
40 R	.18746	-.60474	.01557	-.50758	.43240	-.06757
— G						
31 G	-.03382	-.55733	-.60483	.17611	-.37948	-.05816
19	-.00851	-.73247	-.34141	.05745	.09495	-.09725
7	-.07034	-.38297	-.37460	.14169	.02666	.42727
48	-.36389	.27759	-.52279	-.46875	-.03099	.28875
35	-.48626	.13943	-.55779	-.08553	-.14568	-.25649
25 V	-.77237	.07794	.03777	.17332	.25568	-.11474
5 P	-.65735	.35518	-.08028	-.17020	-.14947	.25875
30 G	-.59221	.16103	.24269	-.02697	.08749	.35382
15	-.62101	.07215	-.24464	-.06374	.02999	-.28341
3	-.46739	.18584	-.20818	.28122	.58184	-.14413
47	-.29201	.20771	.29350	-.53124	-.16085	-.18871
14 V	.61336	.52488	-.25746	-.16498	.19238	-.04111
6 A	.41467	.48301	-.33613	.07275	.19597	.39044
56 G	.57315	.47091	-.18025	.12334	.22182	-.07636
26	.42392	.33126	-.37612	-.23478	-.09863	-.26646
% Σ Var.	20.988	17.561	10.688	6.882	6.312	5.618

Nur signifikante und positive Beziehungen werden dargestellt:

$$\begin{aligned} &= \approx r_{0,001} \geq 0.421; \\ &= \approx r_{0,01} \geq 0.336; \\ &- \approx r_{0,05} \geq 0.259. \end{aligned}$$

Gesellschaftsstruktur (Abb. 4.3.3.1., Tab. 4.3.3.1. und Tab. 4.3.3.3.) und Trennstärke der in Abs. 4.3.3.2. noch zu definierenden Charakter- und Leitarten sind deutlich erkennbar:

- die Valvata macrostoma – Aplexa hypnum-Gesellschaft (VAG) der Tümpel (TPG);
- die Valvata piscinalis – Planorbis carinatus-Gesellschaft (VPG) der Gießen (DGG) (Charakter- und Leitarten sind unterstrichen);
- die Radix auricularia – Gyraulus albus-Gesellschaft (RGG) der Altwässer (AW) (alle Arten von RGG gelten als **Charakter- oder Leitarten** und sind **fettgedruckt**).

Die Arten der einzelnen Gesellschaften sind mehr oder weniger stark untereinander korreliert und haben keine Beziehungen zu Arten anderer Gesellschaften. Interessant ist die „unabhängige“ Stellung von *Sphaerium corneum* (47), das mit den Arten von VPG schwach korreliert, aber mit keiner Art signifikant (vgl. 47 in Tab. 4.3.3.3.). Die Gesellschaften liegen weit von einander getrennt.

4.3.3.2. Charakter- und Leitarten

In Tab. 4.3.3.4. sind die Stillwasserarten mit ihren Stetigkeiten, Konstanzklassen und prozentualen Vorkommen – nach Artengesellschaften und Gewässergruppen getrennt – aufgeführt. Die **Charakterarten** sind **fettgedruckt** und **unter-**

strichen, die **Leitarten fettgedruckt** (Kriterien s. Abs. 2.1.4.2.).

Als Leit- oder Charakterarten kommen alle Arten von RGG und VAG in Frage (hohe C%, Kk und hohen% Vk). Bei VPG werden *Sphaerium corneum* (47) und *Musculium lacustre* (48) als Leit- oder Charakterarten abgelehnt: 47 zeigt ein hohes prozentuales Gesamtvorkommen (% Vk = 60) in DGG, aber relativ geringe Stetigkeit (30%) bei gleichzeitigem Gesamtvorkommen von 30% in TPG. 48 ist zwar mit hoher Stetigkeit in DGG (60%) vertreten, aber zugleich mit 40% in TPG. Beide sind Begleitarten von DGG. Die restlichen Arten (3, 5, 15, 25 und 30) sind entweder Charakter- oder Leitarten von DGG.

4.3.3.3. Die Radix auricularia – Gyraulus albus-Gesellschaft (RGG) der Altwässer (AW)

Die **Radix auricularia – Gyraulus albus-Gesellschaft (RGG) der Altwässer (AW)** hat 4 Arten (7, 19, 40 und 43) mit der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau (VTD) gemeinsam. Neu und differenzierend ist das Vorkommen von *Gyraulus albus* (31) (s. Tab. 4.3.2.1.). Die Verbreitung von RGG im Donautal zeigt Abb. 4.3.3.4. Das Vorkommen ist im Gegensatz zu der von VTD auf Stillgewässer der rezenten Aue konzentriert (vgl. Abb. 4.3.2.4.).

Das bevorzugte Vorkommen von RGG in der rezenten Aue spiegelt sich auch in den Verbreitungskarten der Arten wider (s. Abb. 4.7., 4.19, 4.31, 4.40, und 4.43, Abs. 8.2.). Kennzeichnend für die Gesellschaft sind **Radix auricularia** (19)

Tabelle 4.3.3.4.

Charakter- und Leitarten der Wassermolluskengesellschaften innerhalb der Stillgewässergruppen der rezenten und fossilen Aue; Abk. s. Abs. 8.3.

Nr.	Art	Stillgewässergruppe: „Artenformel“	AW ■				DGG ●				TPG ★			
			nF	C%	Kk	%Vk	nF	C%	Kk	%Vk	nF	C%	Kk	%Vk
RGG der Altwässer (AW):														
43	<i>Anodonta anatina</i>	F/AB3FRL9	7	41	3	77.8	2	10	1	22.2				
40	<i>Unio pictorum</i>	F/AB3FRL7	6	35	2	75.0	1	5	1	12.5	1	5	1	12.5
VPG der Gießen (DGG):														
48	<i>Mus. lacustre</i>	P/AB3FH8L	2	12	1	9.1	12	60	3	54.5	8	40	2	36.4
35	<i>Hip. complanatus</i>	A/PP3HR5L	1	6	1	6.3	11	55	3	68.8	4	20	1	25.0
25	<i>Plan. carinatus</i>	A/PP3HR1L	5	29	2	25.0	14	70	4	70.0	1	5	1	5.0
5	<i>Valvata cristata</i>	A/PP-DH8L					16	80	4	69.6	7	35	2	30.4
30	<i>Bath. contortus</i>	A/PP3HR1L	2	12	1	15.4	11	55	3	84.6				
15	<i>Physa fontinalis</i>	A/FP3HS1L					9	45	3	100.0				
3	<i>Vivi. contectus</i>	A/PB3DS17					5	25	2	71.4	2	10	1	28.6
47	<i>Sphaerium corneum</i>	A/FB-FHLL	1	6	1	10.0	6	30	2	60.0	3	15	1	30.0
VAG der Tümpel (TPG):														
14	<i>Aplexa hypnorum</i>	P--P2HHLL	1	6	1	4.3	2	10	1	8.7	20	100	5	87.0
6	<i>Val. macrostoma</i>	P--B2DHLL	2	12	1	8.3	6	30	2	25.0	16	80	4	66.7
56	<i>Pis. casertanum</i>	FPQB-FR693	1	6	1	7.1	1	5	1	7.1	12	60	4	85.7
26	<i>Anisus spirorbis</i>	P--PIHR86					1	5	1	9.1	10	50	3	90.9

Abkürzungen: nF = Anzahl Gewässer mit Vorkommen in der Gruppe; %Vk = % des Gesamtvorkommens;
Kk = Konstanzklasse (s. Tab. 2.4.); C% = Stetigkeit (% Gew. mit Vorkommen/Gruppe);

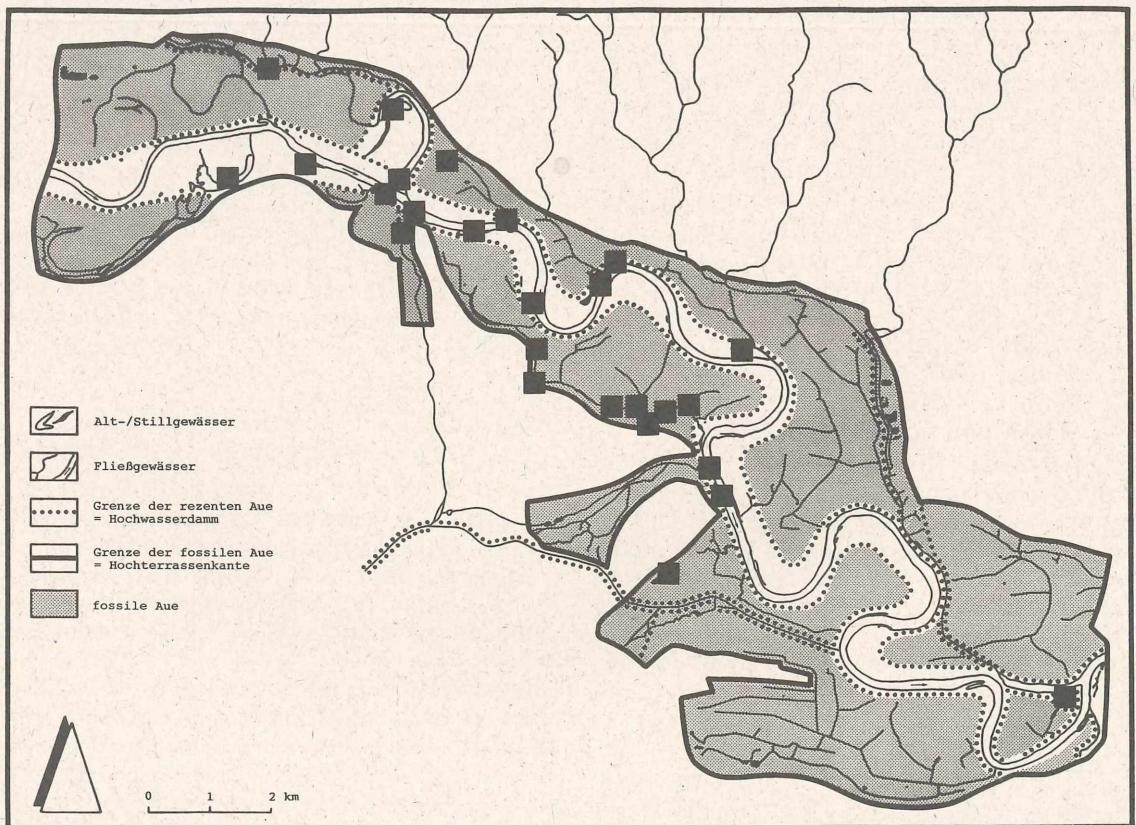


Abbildung 4.3.3.4.

Die Verteilung der *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft (RGG) der Altwässer (■) auf die rezente und fossile Aue des Donauraums Straubing

und *Gyraulus albus* (31). Das Vorkommen (s. Abb. 4.3.3.1.) dieser beiden Arten ist sehr ähnlich (s. Abb. 4.3.3.3.), ihre Stetigkeiten (C = 82%) und ihre Konstanzklassen (Kk = 5) sind gleich (Tab. 4.3.3.4.). Die 3. Charakterart *Valvata piscinalis* (7) mit hoher Stetigkeit (71%) hat eine stärkere Gruppenaffinität als in VTD (vgl. Abs. 4.3.2.3.). *Unio pictorum* (40) und *Anodonta anatina* (43) fehlen in mehr als der Hälfte der Gewässergruppe der Altwässer (AW). Sie sind trotzdem als Leitarten geeignet, da sie in DGG und TPG nicht vorkommen. Sie weisen zusammen mit *Valvata piscinalis* (7) dieser Gesellschaft eine intermediäre Rolle zwischen FGR und AW (vgl. Gew.-Gr. 5 u. 7 in Tab. 4.3.1.1.) zu. **Begleitarten** sind *Bithynia tentaculata* (12) und *Anisus vortex* (28), gelegentlich *Galba truncatula* (16), *Stagnicola turricula* (17), *Lymnaea stagnalis* (23), *Planorbis planorbis* (24) und *Planorbarius corneus* (37). Etwa gleich verteilt auf AW, DGG und TGP sind die beiden „raren Arten“ *Acroloxus lacustris* (13) und *Gyraulus crista* (34). Hinzukommen die „seltenen“ *Radix ampla* (21) und *Anodonta cygnea* (42) (Tab. 4.3.1.1.).

Die Arten von RGG sind als Bewohner von permanenten Gewässern (A) oder Fließgewässern (F) gekennzeichnet, sie meiden periodisch trockenfallende Gewässer (P). Drei Arten leben als Detritusfresser (7) bzw. als Filtrierer (40 und 43) am Gewässergrund (B), zwei (19 und 31) als Weidengänger auf Pflanzen (P) (s. Tab. 4.3.3.1.). Vier Arten dieser Gesellschaft werden als „gefährdet“ (FALKNER, 1990) eingestuft (Kommentare zu den einzelnen Arten: s. Abs. 8.1.).

HÄBLEIN (1966: 100-104) führt die Arten der RGG als Ordnung der „Bewohner permanenter Still- und Fließgewässer“ innerhalb seiner „Viviparus contectus – Anodonta cygnea-Gesellschaft der Donau-Altwasser“. Dies steht z. T. im Widerspruch zu den vorliegenden Ergebnissen. *Viviparus contectus* (3) wird in keinem der von RGG gekennzeichneten Gewässer gefunden (s. Tab. 4.3.3.1.) – im Gegenteil: *Viviparus contectus* (3) gehört zur VPG der Gießen mit Grundwassereinfluß (Abs. 4.3.3.5.). *Anodonta cygnea* (42) ist im Donautal Straubing zu selten, um als gesellschaftsbildende Art in Frage zu kommen; die wenigen, nennenswerten Funde (Gew. 6, 10, 26 u. 27) gehören aber durchaus in die von RGG charakterisierten Altwässer. Übereinstimmung besteht zwischen RGG und HÄBLEIN's „Ordnung: Bewohner permanenter Still- und Fließgewässer“. Die Artenzahl der von HÄBLEIN (1966: 101/2) definierten Altwasser-Gesellschaft ist jedoch größer und umfaßt viele Arten aus anderen Gesellschaften, z. B. 15, 25, 30 und 35 aus VPG, 11 und 46 aus VTG, und 50, 52, 53 und 54 aus PGF.

Mögliche Gründe für die geringe Übereinstimmung sind:

- geringere Differenzierung wegen der niedrigeren Anzahl der Probenstellen pro Gewässertyp bei HÄBLEIN (1966: 100 ff),
- die oft große Entfernung der Probestellen von HÄBLEIN (1966) im Vergleich zu den vorliegenden Aufnahmen eines im Vergleich kleinen, einheitlichen Gebietes, die eine stärkere Differenzierung erlauben, und

- starke Veränderungen in der Faunenzusammensetzung seit den Aufsammlungen in den sechziger Jahren und früher.

„Die gegenwärtige Entwicklung tendiert in einem fast stürmischen Tempo zur Molluskengesellschaft des Sumpfes. Sie verläuft über ein najadenloses Stadium und endet bei der mehr oder weniger vollständigen *Valvata pulchella* (= *macrostoma*)-Gesellschaft“ (HÄBLEIN, 1966: 103). Dieser Aussage entspricht die Anordnung der Gesellschaften und Gewässergruppen in Tab. 4.3.3.1., aus der man eine Sukzession von RGG (links oben) über VPG (Mitte) nach VAG (rechts unten) ableiten kann. Die Sukzession (in Richtung Verlandung) betrifft v. a. die Kleingewässer. Die Verlandung der größeren Altwässer wird immer wieder durch äußere Faktoren verzögert bzw. unterbrochen (vgl. Abs. 4.6.2.). Sie bieten aufgrund ihrer Größe, Tiefe und räumlich-strukturellen Vielfalt (räumliche Zonierung) mehreren Gesellschaften gleichzeitig Lebensräume, z. B. tiefe, dauerhafte Bereiche für RGG, pflanzenreiche, eutrophe und zugleich vom Grundwasser beeinflusste Zonen für VPG und Flachwasser mit Wechselwasserröhricht für VAG (s. Gew. 6 mit 701/2; 42 mit 713/4; 92 u. 93 in Tab. 4.3.3.1.).

4.3.3.4. Die Gewässergruppe der Altwässer (AW)

Die **Gewässergruppe der Altwässer (AW)** besteht zu gleichen Teilen aus Gewässern der rezenten (R) und fossilen (F) Aue. Gewässer der rezenten Aue sind stärkeren Wasserstandsschwankungen (P) ausgesetzt als die der fossilen Aue (A u. G). Aufgrund der Tiefe trocknen sie kaum aus, angezeigt durch das Myriophyllo-Nupharetum (MN in Tab. 4.3.3.1.).

Der Einfluß von Oberflächenwasser dominiert über den des Grundwassers. In der rezenten Aue werden die Gewässer von Donauwasser gefüllt und durchströmt, in der fossilen Aue durch den Oberflächenabfluß versorgt (und belastet). Vorherrschende Bodensubstrate sind erdiger Schlamm in der rezenten und Faulschlamm in der fossilen Aue (s. Abs. 3.3., Abs. 4.1.1.2. und Abs. 4.1.2.2.). Auffällig ist das von RGG charakterisierte System ehemaliger Mäander der Donau zwischen Aholting und Obermotzing. Hier leben dezimierte Reliktvorkommen, etliche Arten der Gesellschaft fehlen. Ihr früherer Bestand wird durch viele Totfunde dokumentiert (s. Gew. 82 – 90 in Tab. 4.3.3.1. und Tab. 4.3.1.). Fünf artenarme Gewässer werden aufgrund mindestens 2 zu RGG gehöriger Arten zu AW „reidentifiziert“ (s. Tab. 4.3.3.5.). In der rezenten Aue sind die Gewässer von Grünland oder Auwaldresten (Gew. 38, 42 u. 711) umgeben, in der fossilen Aue ausschließlich von landwirtschaftlichen Flächen (s. Tab. 4.3.3.1.).

Die biotischen Eigenschaften von AW zeigt Tab. 4.3.3.5.. Die durchschnittliche Artenzahl (7.8), Diversität ($H_s = 1.7$), Anzahl „Rote-Liste-“ (4.8) und „rare und seltene Arten“ (2.1) in AW sind niedriger als in DGG und TPG.

Der Gewässertyp AW entspricht in etwa den von ZAHLHEIMER (1979: 57) mit Myriophyllo-Nupharetum (MN) charakterisierten „größeren

Tabelle 4.3.3.5.

Eigenschaften des Wassermolluskenbesatzes und besondere Molluskenvorkommen in Altwässern (AW) der rezenten und fossilen Aue – charakterisiert durch RGG (■)

	m	$\pm s_m$	Ex	V	n
Artenzahl – lebend:	7.8	0.7	4 – 18	40.1%	21 + 2 JFS
Diversität:	1.7	0.1	0.9 – 2.6	24.3%	21
Evenness:	0.9	0.03	0.5 – 1.0	13.4%	21
Artenzahl-tot:	1.7	0.6	0 – 11	154.3%	21 + 2 JFS
n RL spp.:	4.8	0.5	2 – 14	50.2%	21 + 2 JFS
n r + s spp.:	2.1	0.4	0 – 9	92.4%	21 + 2 JFS

dominante Substrate und Pflanzengesellschaften: erdiger Schlamm in der rezenten, Faulschlamm in der fossilen Aue; und Myriophyllo – Nupharetum

besondere Vorkommen:

<i>Lithoglyphus naticoides</i> (11)	L in Gew. 6; T in Gew. 61
<i>Stagnicola corvus</i> (18)	T in der „Oh“ (Gew. 84)
<i>Radix ampla</i> (21)	L in Gew. 6 und Gew. 10
<i>Anisus vorticulus</i> (29)	H im Fischerdorfer See (Gew. 57)
<i>Gyraulus rossmaessleri</i> (33)	E in der Gmünd Au (Gew. 26)
<i>Unio crassus</i> (41)	E Altwasser Oberzeitldorn (Gew. 42)
<i>Anodonta cygnea</i> (42)	L Gew. 6 und 26; T in Gew. 57 und 84
<i>Pseudanodonta complanata</i> (44)	E in der Gmünder Au (Gew. 26)
<i>Sphaerium rivicola</i> (46)	L in der Pfatterer Au (Gew. 6)
<i>Pis. cas. forma ponderosa</i> (57)	L in der Gmünder Au (711)

Abkürzungen:
m = Mittelwert; Ex = Extremwerte; V = Variationskoeffizient;
n = Probenzahl; $\pm s_m$ = Standardfehler von m;
n RL spp. = Anzahl „Rote-Liste-Arten“;
n r + s spp. = Anzahl im Gebiet „rare und seltene Arten“;
L = Lebendfund; T = Todfund; E = erloschenes Vorkommen;
H = HÄBLEIN – Fund (1966:101); JFS = JUNGBLUTH et al. (1986)–Aufnahmen

zugehörige Gewässer: 6, 8, 10, 12, 26, 32, 38, 42, 61, 82, 83, 84, 88, 89, 90, 706 und 711
„reidentifiziert“: Gew. 9, 11, 37, 87, 91 und 98

Altwässern in offener Verbindung mit der Donau sowie donaubegleitende Altwässer“ ohne Großröhrichtgürtel. Die extremen Wasserstandsschwankungen dieses Gewässertyps in der rezenten Aue demonstriert ZAHLHEIMER (1979: 56) am Beispiel Pfatterer Au Ost (Gew. 6).

4.3.3.5. Die *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft (VPG) der Gießen (DGG)

Die Verbreitung der *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft (VPG) der Gießen (= dauerhafte Gewässer mit Grundwassereinfluß = DGG) ist in Abb. 4.3.3.5. dargestellt. VPG lebt mit 4 Ausnahmen (Gew. 5, 64, 93 und 702) ausschließlich in der fossilen Aue und gilt als charakteristische Wassermolluskengesellschaft der fossilen Aue (s. Verbreitungskarten der beteiligten Arten in Abs. 8.2.).

Charakterarten von VPG sind *Planorbis carinatus* (25) und *Valvata cristata* (5) (C% = 70 bzw. 80) (Tab. 4.3.3.4.), Leitarten *Hippertis complanatus* (35) und *Bathyomphalus contortus* (30), beide mit C% = 55. *Physa fontinalis* (15) und *Viviparus contectus* (3) mit Stetigkeiten von 45% bzw. 25% kommen ausschließlich in DGG vor und sind somit Leitarten. Begleitend treten *Sphaerium corneum* (47) und *Musculium lacustre* (48) (s. Abs. 4.3.3.2.) auf, ebenso die „allgemein verbreiteten Arten“ 12, 17, 23, 24, 28 und 37. Gelegentlich kommen 7, 13, 19, 31 und 34 dazu. *Galba truncatula* (16) fehlt fast völlig. *Pisidium*

milium (52) aus PGF (vgl. Abs. 4.3.2.5.) wurde viermal in DGG angetroffen, einmal *Stagnicola corvus* (18) und 2 mal *Segmentina nitida* (36), 3 „seltene Arten“ (s. Gew.-Gr. 1 in Tab. 4.3.1.1.). Alle Arten der VPG sind Bewohner permanenter Still- oder Fließgewässer (A oder F in Artenformel). Pflanzenbewohner (62%) dominieren über Bodenbewohner (38%) (s. Tab. 4.3.3.1.). 2 Filtrierer (Muschelarten 47 und 48) stehen 4 herbivoren (15, 25, 30 u. 35) und 2 detritivoren (3 u. 5) Schneckenarten gegenüber. **An VPG nehmen viele Arten teil.** Dies führt zur Inhomogenität (= große Variabilität), d. h. verschiedene Artenkombinationen ergeben VPG, jedoch die Charakter- (5 und 25) und Leitarten (15, 30 und 35) sind deutlich auf VPG konzentriert (s. Tab. 4.3.3.1.).

HÄBLEIN (1966: 100-104) führt VPG nicht als eigenständige Gesellschaft, sondern integriert ihre Arten in seine „*Viviparus contectus* – *Anodonta cygnea*-Gesellschaft der Donau Altwasser“ (vgl. Abs. 4.3.3.3.). Laut HÄBLEIN (1966: 103) deutet **besonders das Fehlen von Najaden** auf ein Sukzessionsstadium im Zuge der Verlandung (s. Tab. 4.3.3.1.) hin.

VPG vermittelt als Übergangsstadium zwischen RGG und VAG. Die Arten dieser Gesellschaft müssen entweder gegenüber Fäulnisbildung und O₂-Schwund am Gewässerboden (Grund für das Fehlen von Großmuscheln; HÄBLEIN, 1966: 103) unempfindlich sein oder sich aktiv entziehen können (HÄBLEIN, 1966: 103). Eine andere Möglichkeit zum Überleben besteht in Berei-

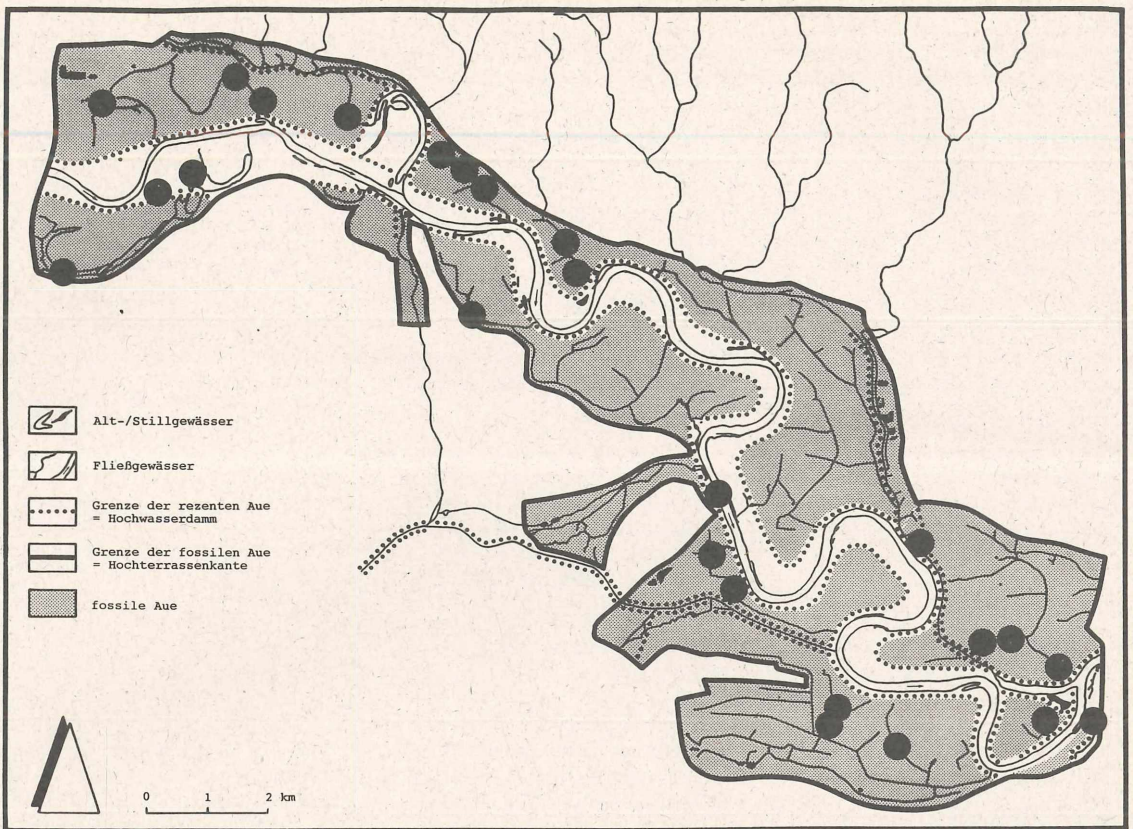


Abbildung 4.3.3.5.

Die Verteilung der *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft (VPG) der Gießen (●) in dauerhaften Stillgewässern der fossilen und rezenten Aue mit Grundwassereinfluß (DGG) im Donauraum Straubing

chen lokaler Grundwassereintritte (schlammfreier Kies). Typisch ist das Vorkommen der gegen Austrocknung und O₂-Mangel empfindlichen Planorbidenarten des Pflanzengürtels und der oberen Wasserschichten mit fakultativer Luft- und Wasseratmung (WESENBERG-LUND, 1939: 703). Eine nahezu identische Artengemeinschaft fand BURMEISTER (1982: 110) in der oligotrophen Schilfzone des Krebsbaches am Murnauer Moos mit *Physa fontinalis* (15) als dominante Art neben den Arten 12, 30, 34 und 35.

An VPG nehmen 6 „gefährdete“ Arten (FALKNER, 1990) teil (Kommentare zu den einzelnen Arten: s. Abs. 8.1.).

4.3.3.6. Die Gewässergruppe der Gießen (DGG)

Die von VPG besiedelten Gewässer (DGG) liegen (s. Abb. 4.3.3.5.) entweder direkt an den Hochterrassenkanten (z. B. Gew. 3, 27-29, 78), in niedrigen Polderbereichen (14, 35, 58 und 59), im ehemaligen Hochmoor (70, 71 und 720) oder in der Nähe der Hochwasserdämme (19, 36, 53, 60, 62, 95 und 96) in anmoorigen Gebieten (Geologische Karte, BGL, 1981, und Bodengütekarten von Bayern, BLA, 1960). Sie sind vom Flußregime abgeschnitten und nehmen nur durch Grundwassereinfluß mit schwach aperiodischen Wasserstandsschwankungen an der Auendynamik teil. Sie trocknen nicht aus, neben PG dominieren Wasserpflanzengesellschaften wie CD, PP und LM. Am Grund bildet sich Faul-

schlamm. Die Gewässer befinden sich im Verlandungsprozeß und sind z. T. großflächig von Schilf umgeben (Gew. 27 u. 78) (Tab. 4.3.3.1.). Im direkten Umfeld herrscht z. T. – durch geringen Flurabstand des Grundwassers „erzwungenes“ – Grünland (z. B. Gew. 28, 29 u. 53). ZAHLHEIMER (1979: 56) demonstriert die geringen Wasserstandsschwankungen an der sehr flachen Jahresganglinie des Pegelstands der Url (Gew. 78). Die Standortbedingungen entsprechen einer weitverbreiteten Stillwassermolluskenfauna – auenspezifische Elemente weichen wie in der Wasserflora (ZAHLHEIMER, 1979: 57) zurück. DGG entspricht in etwa den von ZAHLHEIMER (1979: 57) mit Lemnion minoris-Assoziationen (LM), Phragmitetum communis (PG) u. a. charakterisierten Gewässern. Der Zustand des Gewässertyps „Gießen“ (DGG) kann als ein Klimax- bzw. instabiles „Zyklusstadium“ im Sinne REMMERT's (1985: 509 ff) mit großer räumlicher (im Mittel 10.5 Wasserpflanzenarten gegenüber je 8 in AW und TPG), aber geringer zeitlicher Strukturierung aufgefaßt werden. Äußere Störungen im Sinne CONNELL's (1978) treten im Gegensatz zur Auffassung von REMMERT (1985: 511) auf, sind aber schwächer als in der rezenten Aue: die Entwicklung (zunehmende Verlandung) von DGG in Richtung TPG wurde durch den Abschnitt von der natürlichen Auendynamik ausgelöst und wird durch die Landwirtschaft forciert, aber die Verlandung wiederum durch den Grundwasserzustrom „gestört“ und verzögert.

Tabelle 4.3.3.6.

Eigenschaften des Wassermolluskenbesatzes und besondere Molluskenvorkommen in Stillgewässern der fossilen Aue mit Grundwassereinfluß (DGG) – charakterisiert durch die *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus* – Gesellschaft der Gießen (VPG = ●)

	m	$\pm s_m$	Ex	V	n
Artenzahl-lebend:	11.0	0.7	6 – 19	32.2%	21 + 2 JFS
Diversität:	2.0	0.1	1.2 – 2.7	19.9%	21
Evenness:	0.8	0.02	0.7 – 0.9	10.0%	21
Artenzahl-tot:	1.4	0.3	0 – 5	114.8%	21 + 2 JFS
n RL spp.:	6.7	0.7	2 – 14	48.3%	21 + 2 JFS
n r + s spp.:	3.4	0.5	1 – 8	63.8%	21 + 2 JFS

dominante Substrate und Pflanzengesellschaften: Faulschlamm; Phragmitetum communis, Ceratophyllum demersum-, Potamogeton pectinatus-Gesellschaften und Lemnion minoris-Assoziationen

besondere Vorkommen:

Stagnicola corvus (18) L in Gew. 60, E in Gew. 58 und 720
Radix ampla (21) H in Gew. 3; T in Gew. 5;
Anisus leucostoma (27) T in Gew. 95 und 96
Gyraulus rossmaessleri (33) E in Pfatterer Au West (Gew. 3)
Segmentina nitida (36) L in Gew. 59 u. 720; T in Gew. 53 u. 58
Anodonta cygnea (42) L im Stadldorfer See (Gew. 27)

Abkürzungen:
m = Mittelwert; Ex = Extremwerte; V = Variationskoeffizient;
n = Probenzahl; $\pm s_m$ = Standardabweichung von m;
n RL spp. = Anzahl „Rote-Liste-Arten“;
n r + s spp. = Anzahl im Gebiet „rare und seltene Arten“;
L = Lebendfund; T = Totfund; E = erloschenes Vorkommen;
H = HÄBLEIN – Nachweis (1966:35); JFS = JUNGBLUTH et al. (1986)–Aufnahmen

zugehörige Gewässer: 3, 5, 14, 19, 27, 28, 29, 35, 36, 53 (t), 58, 59, 60, 62, 70, 78, 95, 96, 704 und 720
(t = trocken)

„reidentifiziert“: Gew. 17, 64 und 71

„Reidentifiziert“ werden die Gewässer Nr. 17, 64 und 71. Im Mittel sind Artenzahl (11), Diversität ($H_S = 2.0$), Anzahl „Rote-Liste-“ (6.7) und „rare und seltene Arten“ (3.4) in DGG höher als in AW und TPG. Tab. 4.3.3.6. faßt die Merkmale der Gießen (DGG) zusammen.

4.3.3.7. Die *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft (VAG) der Tümpel (TPG)

Die *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum* – Gesellschaft (VAG) der Tümpel charakterisiert die temporär/periodischen Stillgewässer (TPG) der Donauaue. Diese Gesellschaft lebt fast ausschließlich in der rezenten Aue (Abb. 4.3.3.6.). Entsprechend ist die Verbreitung der einzelnen Arten im Gebiet (Abb. 4.6, 4.14, 4.26 und 4.56). *Pisidium casertanum* (56) besiedelt auch die Bergbäche des Bayrischen Waldes (vgl. Abs. 4.3.4.).

Auffallend bei VAG sind die höchste summierte und prozentuale Häufigkeit aller Gesellschaften (72.5%) (Tab. 4.3.3.2.) in ihrer Arten- bzw. Gewässergruppe (TPG) und die hohen Stetigkeiten (50-100% in Tab. 4.3.3.4.) ihrer Arten in TPG, ebenso das geringe Vorkommen in anderen Gewässertypen. VAG ist in sich sehr geschlossen. Die Charakterarten von VAG sind: *Aplexa hypnorum* (14) und *Valvata macrostoma* (6) mit C% = 100 bzw. 80 und Kk = 5 u. 4. Ausschließlich in VAG lebt die „vom Aussterben bedrohte“ *Anisus spirorbis* (26). Sie und *Pisidium casertanum* (56) sind mit ähnlicher Stetigkeit und glei-

cher Konstanzklasse Leitarten dieser Gesellschaft (s. Tab. 4.3.3.4.).

Begleitarten (Gew.-Gr. 2 in Tab. 4.3.1.1.) sind die allgemein verbreitete *Stagnicola turricula* (17), *Lymnaea stagnalis* (23), *Planorbis planorbis* (24), *Anisus vortex* (28), *Planorbarius corneus* (37), die häufigen *Valvata cristata* (5), *Galba truncatula* (16), *Musculium lacustre* (48) und die allgegenwärtige *Bithynia tentaculata* (12). Gelegentlich trifft man, meist in geringen Abundanz, die „rare“ *Acroloxus lacustris* (13), *Hippeutis complanatus* (35) und *Gyraulus crista* (34). Je einmal wurden die „seltene“ *Segmentina nitida* (36) (Gew.79) und die Variationsform *Pisidium casertanum* forma ponderosa (57) (Gew. 702) in TPG gefunden (Gew.-Gr. 2 in Tab. 4.3.1.1.).

Das Vorkommen der Arten von VAG entspricht den ökologischen Valenzen. 3 Arten (6, 14 u. 26) bewohnen ausschließlich temporäre (T) und periodische (P) Gewässer (Tab. 4.3.3.1.). *Pisidium casertanum* (56) lebt auch in Fließgewässern und Quellen (FTQ) (s. o.), besiedelt somit verschiedene Extremitope. 2 Arten (6 u. 56) bevorzugen den Boden, 2 (14 u. 26) Pflanzen als Habitate. Alle Arten müssen in der Lage sein, längerfristig Trockenperioden ihrer Wohngewässer zu überdauern. In dieser Zeit graben sich Schnecken (14 u. 26) und Muscheln in den Bodenschlamm; die Schnecken ziehen sich in ihr Gehäuse zurück, sobald sie die Gehäuseöffnung mit einer Schleimschicht (17, 24 und 25), einem Dekel (3, 6 und 12) oder Epiphragma (26, 27 und 28) dicht verschlossen haben. So können sie Wochen und Monate überdauern (WESENBERG-

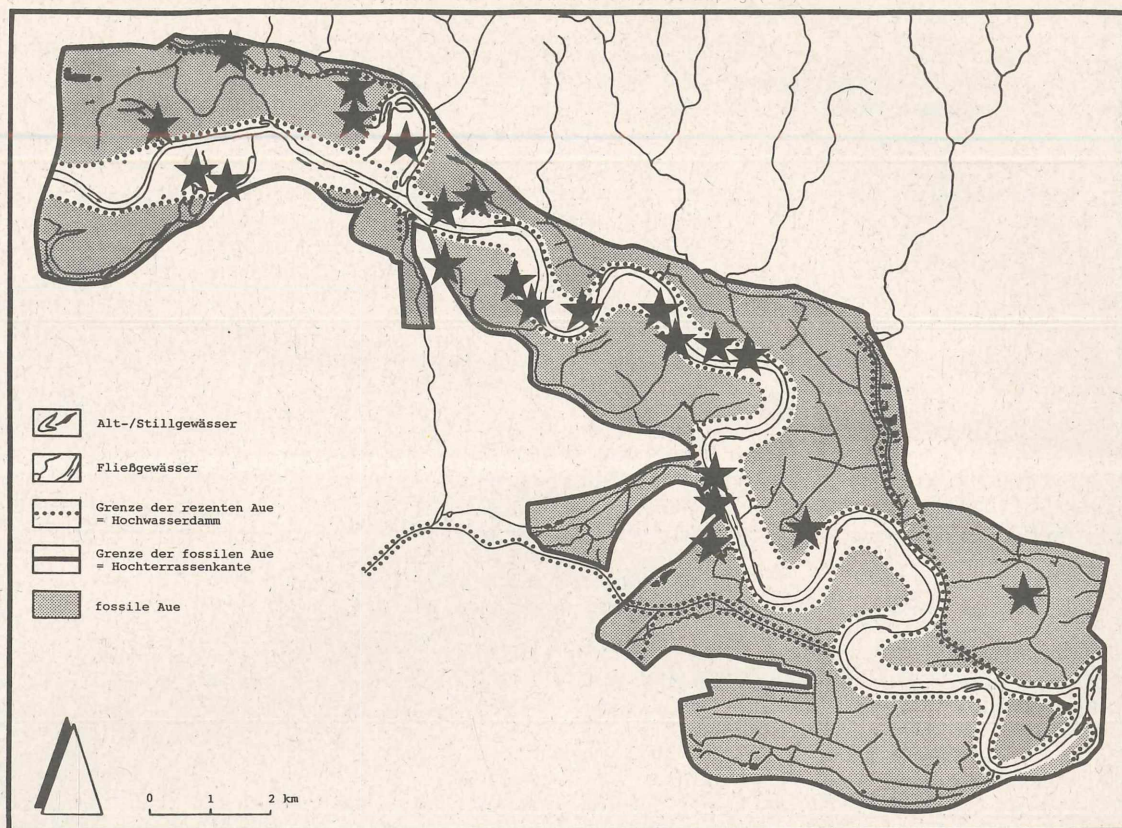


Abbildung 4.3.3.6.

Die Verteilung der *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft der Tümpel (VAG = ★) in temporären bzw. periodisch trockenfallenden Stillgewässern (TPG) der rezenten und fossilen Aue des Donauraums Straubing

LUND, 1939: 662 ff; FRÖMMING, 1956: 153; HÄBLEIN, 1966: 106/7; WILLIAMS, 1987: 68 ff, um sich bei günstigen Bedingungen (ausreichender Wasserstand und Durchnässung der Wohngewässer) sehr rasch – quasi konkurrenzlos – (vor der nächsten Trockenperiode) zu vermehren und Populationen aufzubauen – offenbar ein Selektionsvorteil gegenüber den austrocknungsempfindlichen Arten, denn viele Wassermolluskenarten sind zwar an schwankende Wasserstände angepaßt, jedoch nur wenige an das völlige Trockenfallen ihrer Wohngewässer (WIGGINS et al., 1980: 172).

HÄBLEIN (1966: 104-107) nennt diese Gesellschaft „Die *Valvata pulchella*-Gesellschaft von Sümpfen der Donauniederungen“. Bei „*pulchella*“ handelt es sich um *macrostoma* (s. Abs. 4.2.1.1.). Er zählt einige Begleiter (5, 12, 16, 17, 24, 27, 28 und 36) und einige zusätzliche Arten, wie *Gyraulus rosmaessleri* (33) und *Pisidium obtusale* dazu. *Gyraulus rosmaessleri* (33) wurde dreimal tot nachgewiesen, davon nur einmal in einem Gewässer (715) dieser Gesellschaft. Als Übergreifer aus anderen Gesellschaften bezeichnet er *Viviparus contectus minor*, *Physa fontinalis* (15), *Planorbis carinatus* (25), *Sphaerium corneum nucleus* und einige hier als Begleiter geführte Arten (23, 28, 35, 37 u. 48). Für die Arten 15 und 25 kann das nicht bestätigt werden – sie sind Leitformen von VPG in DGG (s. Abs. 4.3.3.5.) und kommen kaum in Temporärgewässern vor, obwohl WILLIAMS (1987: 23) *Physa fontinalis* (15) als typische Schnecke der temporären Gewässer Mitteleuropas, Australiens und

Neuseelands bezeichnet. *Pisidium obtusale*, *Viviparus contectus minor* und *Sphaerium corneum nucleus* fehlen. Die Arten 3 und 47 trifft man selten als „Übergreifer“ in TPG (Tab. 4.3.3.1.). Diese Gesellschaft (VAG) befindet sich mit einer „vom Aussterben bedrohten“ (26) und 2 „stark gefährdeten“ (6 und 14) Arten (FALKNER, 1990) in einer ähnlich bedrohten Situation wie VTD (vgl. Abs. 4.3.2.3.).

4.3.3.8. Die Gewässergruppe der Tümpel (TPG)

Die von VAG besiedelte Gewässergruppe setzt sich überwiegend aus temporären (T) und periodischen (P) Gewässern der rezenten (R) und fossilen (F) Aue zusammen, sowie deren Verknüpfungsstellen am binnenseitigen Damm (s. Abb. 4.3.3.6. und Gew.-Gr.2 in Tab. 4.3.1.1.). Stärkere Wasserstandsschwankungen bis hin zur Austrocknung charakterisieren diese Gewässer. Hier leben Pflanzengesellschaften der Verlandungs- und Wechselwasserzone (GM, AC, AL und CG, s. Abs. 3.3. und Tab. 4.3.3.1.). Der Gewässertyp TPG entspricht damit in etwa den von ZAHLHEIMER (1979: 55) mit *Glycerium maximae* (GM), *Alismatetum lanceolati* (AL) u. a. charakterisierten Tümpeln und isolierten Flachgewässern, deren extreme Dynamik er am Beispiel des Wandels der Vegetation im Verlauf von drei Jahren in Abhängigkeit von den Amplituden und Monatsmitteln des Donaupegels demonstriert (ZAHLHEIMER, 1979: 106). Das Bodensubstrat dieser Gewässer besteht aus erdigem Schlamm. Der Randeinfluß (Umland)

Tabelle 4.3.3.7.

Eigenschaften des Wassermolluskenbesatzes und besondere Molluskenvorkommen temporärer bzw. periodisch trockenfallender Stillgewässer (TPG) der rezenten und fossilen Aue im Donautal Straubing – charakterisiert durch die *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft der Tümpel (VAG = ★)

	m	$\pm s_m$	Ex	V	n
Artenzahl-lebend:	9.4	0.9	3 – 20	44.0%	14+9 JFS
Diversität:	1.9	0.1	1.5 – 2.6	19.6%	14
Evenness:	0.9	0.02	0.8 – 1.0	6.6%	14
Artenzahl-tot:	3.0	0.7	0 – 12	107.3%	14+9 JFS
n RL spp.:	5.4	0.6	2 – 14	55.7%	14+9 JFS
n r + s spp.:	2.0	0.3	0 – 6	66.2%	14+9 JFS
dominante Substrate u. Pflanzengesellschaften: erdiger Schlamm, <i>Glycerietum maximae</i> , <i>Alismatetum lanceolati</i> und <i>Acoretum calami</i>					
besondere Molluskenvorkommen:					
<i>Radix peregra</i> (22)	E im Neudau Graben (715)				
<i>Anisus leucostoma</i> (27)	L im Wiesentkanal (Gew. 705) H im Neubruch Tümpel (Gew. 703)				
<i>Gyraulus acronicus</i> (32)	E im Altwasser „Baulacken“ (Gew. 80)				
<i>Gyraulus rossmaessleri</i> (33)	T im Neudau Graben (Gew. 715)				
<i>Anodonta cygnea</i> (42)	L im Altwasser Niedermotzing (Gew. 93)				
<i>Pis. cas. forma ponderosa</i> (57)	L in der Pfatterer Au (Gew. 702)				
Abkürzungen:					
m = Mittelwert; Ex ; Extremwerte; V = Variationskoeffizient;					
n = Probenzahl; $\pm s_m$ = Standardabweichung von m;					
n RL spp. = Anzahl „Rote-Liste-Arten“;					
n r + s spp. = Anzahl im Gebiet „rare und seltene Arten“;					
L = Lebendfund; T = Totfund; E = erloschenes Vorkommen;					
H = HÄßLEIN – Fund (1966:105); JFS = JUNGBLUTH et al. (1986)–Aufnahmen					
zugehörige Gewässer: 15, 20, 31 (t), 40, 79, 80, 85, 86, 92, 93, 94, 701, 702, 703, 705, 710, 714, 715 und 717					
„reidentifiziert“: Gew. 21, 77 (t) und 713 (t = trocken)					

geht mit der Lage im Tal einher. Die in der rezenten Aue gelegenen Seigen und Tümpel sind von Grünland oder Auwaldresten, jene in der fossilen Aue von intensiv bewirtschafteten Flächen umgeben. Gew. 21, 77 und 713 werden „reidentifiziert“ (vgl. Abs. 4.3.1.) und bei der Modellentwicklung (Abs. 4.5.) mitverwendet.

In der fossilen Aue lebt VAG ausschließlich in austrocknenden Drainagegräben mit geringem Flurabstand, die in Dammnähe liegen und so über Grundwasserstrom und Druckwasser an der Periodizität des Donauwassers (s. Abb. 3.3.) in abgeschwächter Form teilnehmen (s. Abb. 3.4.). Hier ist die Gesellschaft mit nur 2-3 Arten in geringen Abundanzen ausgebildet (s. Gew. 21, 77 u. 713 in Tab. 4.3.1.1. und 20, 31, 79, 94, 705 und 714 in Tab. 4.3.3.1.).

Die durchschnittliche Artenzahl, Diversität und Evenness dieses Gewässertyps sind hoch, ebenso die Vielzahl der „Rote-Liste-“ und „rare und seltene Arten“ (s. Tab. 4.3.3.7.). Die Anzahl Totfunde ist abgesehen vom Neubruch-Graben (Gew. 715 mit 12 Todnachweisen) gering (meist 0 oder 1).

Die wichtigsten biotischen Merkmale und bedeutende Molluskenvorkommen dieser Gewässerguppe sind in Tab. 4.3.3.7. zusammengefaßt.

4.3.4. Die Bergbachgemeinschaft des Bayerischen Waldes

In den Bergbächen (BB) des Bayerischen Waldes wurde eine Artengruppe festgestellt: Die *Margaritifera margaritifera*-Gemeinschaft (MMG). Da nur wenige Bergbäche untersucht wurden,

wird sie nur kurz besprochen. Die untersuchten Bäche werden ohne Differenzierung in Ober-, Mittel- und Unterlauf behandelt; deshalb wird von Artengemeinschaft statt -gesellschaft gesprochen. Tab. 4.3.4.1. zeigt das Vorkommen der 7 gefundenen Arten mit ihren wichtigsten Eigenschaften. Die Verbreitung von MMG (◆) ist in Abb. 4.3.2.4. dargestellt. Das Vorkommen ist deutlich auf die Mittelgebirgsbäche nördlich der Talau beschränkt. In einem der Bäche leben alle Arten der Gemeinschaft (ohne genaue Angabe, vgl. BAUER, 1988: 252). Die Verteilung der Gemeinschaft spiegelt sich in der Verbreitung der einzelnen Arten wider (s. Abb. 4.22, 4.38, 4.49, 4.53, 4.55 u. 4.56 in Abs. 8.2.).

Die beiden Bäche 22 und 34 wurden nur im Unterlauf, 24, 41 und 50 im ganzen Verlauf untersucht, deshalb können die Ergebnisse für die Stetigkeit nicht repräsentativ sein. *M. margaritifera* (39) lebt nur noch relikitär in einem der Bäche (ohne Angabe, s. o.). 82% der Population befinden sich im Alter zwischen 50 und 80 Jahren, Jungtiere fehlen, eine erfolgreiche Reproduktion findet nicht statt (FOECKLER, 1990). *Margaritifera margaritifera* (39) ist die namensgebende Charakterart. *Ancylus fluviatilis* (38) lebt zwar in allen Fließwassertypen (Tab. 4.3.4.1. und Abs. 4.3.2.) – in hohen Abundanzen (4) und mit hoher Stetigkeit (60%) jedoch nur in den untersuchten Bergbächen. Eine weitere Charakterart ist *Pisidium personatum* (55). Auf ein früheres Vorkommen dieser Art in der fossilen Aue weisen Totfunde hin (s. Abb. 4.55).

Die Leitarten *Pisidium amnicum* (49) und *Radix peregra* (22) besiedeln 60 bzw. 80% der Bergbä-

Tabelle 4.3.4.1.

Das Vorkommen der *M. margaritifera* – Gemeinschaft in Bergbächen des Bayrischen Waldes (Gew.-Gr. 4) im Donauraum Straubing, ihre Anzahl Funde (nF), Stetigkeiten (C%) und Konstanzklassen im Vergleich zu den restlichen Gewässergruppen – **Charakterarten** sind fett und unterstrichen, Leitarten nur **fett** (? = vermutlich im Oberlauf). * Auf die Angabe des *M. m.*-Vorkommens wird verzichtet (s. BAUER, 1988: 252).

Nr.	Art	„Artenformel“	Gewässer-(= Bergbach-)nummer: (von oben nach unten zu lesen)					n Funde und Stetigkeit	Gewässergruppe: (Tab. 4.3.1.1.):								
			3	2	2	4	5		1	2	3	4	5	6	7		
			Abundanz:					nF	C%	Konstanzklasse:							
22	<i>Radix peregra</i>	AFPP-WS-14	4	1		1	1	4	80	1			4				
38	<i>Ancylus fluviatilis</i>	F/QS3AS313	?	?	4	4	4	3	60			1	3				1
39	<i>Margaritifera margaritifera</i>	FBBB1FS-1	ohne Angabe*					1	20				1				
49	<i>Pisidium amnicum</i>	F/AB2FST13	?	?	1	1	1	3	60			1	3				
53	<i>Pisid. subtruncatum</i>	A/FB-FR2L3	?	?	2	2	2	3	60		1	5	3				1
55	<i>Pisidium personatum</i>	QFAB-FS-T3	?	?	2	2	1	3	60				3				
56	<i>Pisidium casertanum</i>	FTQB-FR693	?	?	3	2	2	3	60	1	2		3	1			

che in geringen Abundanzen. *Radix peregra* (22) fehlt im Wellerbach (Gew. 24). Am Übergang des Elsengrabens (Gew. 34) in die fossile Aue wurde eine Massenentwicklung von *Radix peregra* (22) beobachtet. Auch die anderen 3 vereinzelt Vorkommen in Gew. 22, 41 und 50 lagen im Übergangsbereich zwischen Hügelland und Talaue (zwischen 330 und 350 m üNN) und nicht im eigentlichen Bergbachbereich, weshalb *Radix peregra* (22) trotz hoher Stetigkeit nicht als Charakterart dieser Gemeinschaft in Frage kommt. Hohe Stetigkeiten haben die beiden Begleitarten *Pisidium subtruncatum* (53) und *P. casertanum* (56), sie leiten zur Aue über. *P. subtruncatum* (53) ist eine Charakterart der Fließgewässer der fossilen Aue (s. Tab. 4.3.2.4.), *Pisidium casertanum* (56) eine Leitart der Tümpel (s. Abb. 4.56 und Tab. 4.3.3.4.).

Alle Arten (außer 22 und 53) bevorzugen Fließwasser (s. Artenformel in Tab. 4.3.4.1.) gegenüber Quellen (Q), dauerhaften Stillgewässern (A), temporären (T) und periodischen Gewässern (P). Fünf Arten sind Bodenbesiedler (*M. m.* u. die Pisidien). *Ancylus fluviatilis* lebt auf Steinen, *Radix peregra* (22) am Boden und auf Pflanzen.

HÄßLEIN (1966: 97-100) nennt 4 mit *M. m.* (39) vergesellschaftete Arten: *Ancylus fluviatilis* (38), *Pisidium subtruncatum* (53), *P. nitidum* (54) und *P. casertanum* (56). Bei den Untersuchungen fehlt *P. nitidum* (54), *P. personatum* (55) tritt an seine Stelle! *P. casertanum* (56) ist laut MEIER-BROOK (1975: 192) euryök. Die Art hat im Donauraum Straubing in TPG ihren Verbreitungsschwerpunkt, ist aber auch für Bergbäche typisch (BRAUKMANN, 1984: 140). HINZ & NIESPOR (1982: 516) bezeichnen *Pisidium personatum* (55) und *Pisidium casertanum* (56) als charakteristische Kleinmuscheln der Mittelgebirgsbäche im Bergischen Land.

An keiner Stelle wurden alle sieben in Tab. 4.3.4.1. angeführten Arten gleichzeitig angetroffen. *Pisidium amnicum* (49) führt HÄßLEIN (1966: 95-97) als Charakterart der „Anfangsstadien der *Pisidium amnicum-tenuilineatum*-Gesellschaft von Bächen der Talgebiete“ Für den Donauraum Straubing kann das nicht bestätigt werden, da *P. amnicum* (49) auf die

Bergbäche (in geringen Abundanzen) beschränkt ist, abgesehen von einem geringen Vorkommen in der Kleinen Laaber (Gew. 102). Die durchschnittliche Artenzahl (3.8), Diversität (0.7), Evenness (0.4) und Anzahl „Rote-Liste-Arten“ (2) ist gering. Der Anteil spezialisierter, eng an dieses Biotop gebundener Arten ist hoch und für Bergbäche nicht ungewöhnlich (ILLIES, 1961b: 26).

Tab. 4.3.4.2. faßt die wichtigsten Merkmale der Bergbäche zusammen (zu den Gewässern und Standortfaktoren s. Abs. 4.1.3. mit Tab. 4.1.6.).

4.4. Wassermolluskengesellschaften als „Bewertungskriterium“ von Augewässern

Nach Behandlung der Wassermolluskengesellschaften wird nun ein Bewertungssystem vorgestellt. Unter Würdigung aller Befunde (ZÄHLHEIMER, 1979; STEIN, 1985; OAG, 1986; SIEBECK & FOECKLER, 1986), die zur Bewertung der Augewässer herangezogen werden können, gelangt man im wesentlichen zu 3 Kategorien:

- Kategorie:** Biotope, die aufgrund ihrer Strukturvielfalt und natürlichen Standortfaktoren von zahlreichen Pflanzen- und Tierarten besiedelt, in ihrer Zusammensetzung typisch und daher innerhalb gewisser Grenzen vorhersagbar sind. Aufgrund der Biotopgröße und ihrer Abschirmung vor anthropogenen Einflüssen ist eine weitgehend störungsfreie Entwicklung innerhalb ihres Areals möglich.
- Kategorie:** Biotope, die von einem reduzierten Bestand an Pflanzen- und Tierarten besiedelt sind, deren Zusammensetzung sich infolge unzureichender Arealgröße und/oder anthropogener Beeinflussungen allmählich in Richtung abnehmender Artenzahl ändert.
- Kategorie:** Biotope, die nur noch als inselartige Reste vorliegen. In ihnen ist eine ungestörte Entwicklung nicht mehr möglich. Sie sind nur noch von anspruchslosen Ubiquisten besiedelt.

Im folgenden soll geprüft werden, ob anhand der festgestellten Wassermolluskengesellschaften

Tabelle 4.3.4.2.

Eigenschaften und besondere Molluskenvorkommen in den Bergbächen des Bayrischen Waldes im Donauraum Straubing – charakterisiert durch MMG (◆)

	m	$\pm s_m$	Ex	V	n
Artenzahl – lebend:	3.8	1.4	0 – 7	82.0%	5
Diversität:	0.7	0.3	0 – 1.3	92.1%	5
Evenness:	0.4	0.2	0 – 0.7	91.8%	5
Artenzahl-tot:	0	–	–	–	5
n RL spp.:	2.0	0.8	0 – 4	93.5%	5
n r + s spp.:	3.8	1.4	0 – 7	82.0%	5

dominante Substrate:
Steine, Sand, Kies u. *Fontinalis sp.*;

besondere Molluskenvorkommen:
Margaritifera margaritifera (39): ohne Angaben (s. BAUER, 1988)

Abkürzungen: m = Mittelwert; $\pm s_m$ = Standardabweichung von m; Ex = Extremwerte;
V = Variationskoeffizient; n = Probenzahl; n RL spp. = Anzahl „Rote-Liste-Arten“; n r + s spp. = Anzahl im Gebiet „rare und seltene Arten“; L = Lebendfund; T = Totfund; E = erloschenes Vorkommen;

bzw. der sie zusammensetzenden Arten (Abs. 4.3.2. u. Abs. 4.3.3.) eine Einteilung der Augewässer möglich ist, die den genannten Kategorien der Bewertung entspricht. Hierzu seien folgende Grundlagen vorausgeschickt:

4.4.1. Die Zusammensetzung der Wassermolluskengesellschaften

Der Bewertung werden ausschließlich die in Tab. 4.3.2.1. und Tab. 4.3.3.1. dargestellten Ergebnisse zugrunde gelegt, d. h. die von den Assoziationsanalysen ausgeschlossenen (vgl. Abs. 4.3.1.: 4. und 5.) „allgemein verbreiteten“ und „seltenen“ Arten finden keine Berücksichtigung.

Aus der Assoziationsanalyse (Abs. 4.3.) gehen 5 charakteristische Wassermolluskengesellschaften hervor, an welchen verschieden viele gesellschaftsbildende Arten mit unterschiedlicher Stetigkeit beteiligt sind (Reihenfolge der Arten nach abnehmender Stetigkeit in %):

1. Die **Verarmte Theodoxus-Gesellschaft der Donau (VTD)** und der Fließgewässer der rezenten Aue (FGR): *Unio pictorum* (83%), *Anodonta anatina* (75%), *Dreissena polymorpha* (58%), *Valvata piscinalis* (50%), *Radix ovata* (50%), *Radix auricularia* (42%), *Sphaerium rivicola* (25%), *Pisidium supinum* (25%) und *Ancylus fluviatilis* (17%) (vgl. Tab. 4.3.2.4.).
2. Die **Pisidien-Gesellschaft der Fließgewässer (PGF) der fossilen Aue (FGF)**: *Pisidium subtruncatum* (100%), *P. nitidum* (65%), *P. henslowanum* (53%) und *P. milium* (29%) (vgl. Tab. 4.3.2.4.).
3. Die **Radix auricularia – Gyraulus albus-Gesellschaft (RGG) der Altwässer (AW)**: *Radix auricularia* (82%), *Gyraulus albus* (82%), *Valvata piscinalis* (71%), *Anodonta anatina* (41%) und *Unio pictorum* (35%) (vgl. Tab. 4.3.3.4.).
4. Die **Valvata cristata – Planorbis carinatus-Gesellschaft (VPG) der Gießen (DGG)**: *Valvata cristata* (80%), *Planorbis carinatus* (70%), *Musculium lacustre* (60%), *Bathyomphalus contortus* (55%), *Hippeutis complanatus* (55%), *Physa fontinalis* (45%), *Sphaerium*

corneum (30%) und *Viviparus contectus* (25%) (vgl. Tab. 4.3.3.4.).

5. Die **Valvata macrostoma – Aplexa hypnorum-Gesellschaft (VAG) der Tümpel (TPG)**: *Aplexa hypnorum* (100%), *Valvata macrostoma* (80%), *Pisidium casertanum* (60%) und *Anisus spirorbis* (50%) (vgl. Tab. 4.3.3.4.).

4.4.2. Die Artenzahlen der Wassermolluskengesellschaften

Betrachtet man den Wassermolluskenbesatz einzelner Gewässer (Tab. 4.3.2.1. und Tab. 4.3.3.1.), so fällt auf, daß die **Gesellschaften in den verschiedenen Gewässern mit unterschiedlicher Artenzahl vertreten** sind. Z. B. leben in Gew. 59 drei von den 8 zugehörigen Arten der *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft (VPG), in Gew. 78 dagegen 7 Arten (s. Tab. 4.3.3.1.) oder in Gew. 99 nur zwei Arten der *Pisidien-Gesellschaft* der Fließgewässer der fossilen Aue (PGF), in Gew. 100 dagegen alle 4 der an der Gesellschaft beteiligten Arten (s. Tab. 4.3.2.1.). Demnach variieren die Artenzusammensetzungen der einzelnen Wassermolluskengesellschaften sowohl innerhalb der ein Gewässer charakterisierenden Gesellschaft als auch von einer Gesellschaft zur anderen. Die unterschiedlichen Gewässertypen bieten verschieden viele Einzelhabitats mit dementsprechend mehr oder weniger charakteristischen Arten. Hinzu kommt die Sukzession von einem Gewässertyp zum anderen mit sich wandelnder Gesellschaftsstruktur. **Die Artenzahlen der einzelnen Gesellschaften sind nicht konstant, es ist die Individualität der einzelnen Gesellschaften und der durch sie gekennzeichneten Gewässertypen zu berücksichtigen.**

Hieraus folgt:

1. Wenn mindestens 3 bzw. 4 (je nach Größe der Gesellschaft 30-75%, im Durchschnitt etwa 60%) der Arten einer Gesellschaft in einem Gewässer vorhanden sind, wird die Gesellschaft als „typisch“ im Sinne von wiederholt festgestellt und daher charakteristisch und kennzeichnend für den betreffenden Lebensraum bezeichnet.

2. Sind nur 2 Arten einer Gesellschaft in einem Gewässer vertreten, gilt die Gesellschaft als „reduziert“, d. h. es sind zu wenige Arten vorhanden, um als „typisch“ zu gelten.
3. In einigen Gewässern sind Gesellschaften mit auffallend vielen Arten vertreten. Hier sind offenbar die ökologischen Ansprüche der Gesellschaft in besonderem Maße gegeben.

4.4.3. Die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften

Einige Gewässer werden von mehreren Wassermolluskengesellschaften besiedelt (z. B. Gew. 27, 92 und 93 in Tab. 4.3.3.1.), d. h. mehrere Arten unterschiedlicher Gesellschaften werden an strukturell verschiedenen Stellen innerhalb eines Gewässers angetroffen: z. B. die Verarmte Theodoxus-Gesellschaft der Donau (VTD) am Kiesgrund, an Steinen oder im erdigen Schlamm, die Pisidien-Gesellschaft der Fließgewässer der fossilen Aue (PGF) im weichen Faulschlammsubstrat, die Radix auricularia – Gyraulus albus-Gesellschaft (RGG) im Bereich von Myriophyllo-Nupharetum, die Valvata cristata – Planorbis carinatus-Gesellschaft (VPG) an/um submersen Wasserpflanzen und die Valvata macrostoma – Aplexa hypnorum-Gesellschaft (VAG) in kleinen Temporärgewässern oder in der Verlandungszone größerer Altwässer.

4.4.4. Die Verwendung von Wassermolluskengesellschaften als Bewertungskriterium

Auf den obigen Vorgaben aufbauend stellt sich die Frage, wie die untersuchten Augewässer anhand der in ihnen lebenden Wassermolluskengesellschaften zu bewerten sind.

Die Bewertung geht von drei Voraussetzungen aus:

1. Wird eine als „typisch“ bezeichnete Gesellschaft in einem Gewässer angetroffen, sind die entsprechenden Lebensbedingungen (Strukturen, Standortfaktoren, u.s.w.) dieser Gesellschaft gegeben.
2. Werden mehrere als „typisch“ bezeichnete Gesellschaften in einem Gewässer angetroffen bietet das Gewässer entsprechend viele Lebensräume in verschiedenen strukturierten Bereichen (s. o. Abs. 4.4.3.) – je mehr Gesellschaften, desto mehr Strukturen und umgekehrt.
3. Werden in einem Gewässer nur eine „reduzierte“ Gesellschaft oder keine Gesellschaft nachgewiesen, gilt das Gewässer als gestört. Es bietet keiner der für den Naturraum als „typisch“ festgestellten Gesellschaften geeignete Lebensbedingungen.

4.4.5. Die Praxis der Bewertung

Es wird davon ausgegangen, daß das Vorhandensein von Wassermolluskengesellschaften Aussagen über die Verhältnisse im Gewässer und über dessen „Wert“ für das Ökosystem zuläßt. Zur Bewertung der einzelnen Augewässer wird nach dem in Tab. 4.4.1. dargestellten Schema vorgegangen. Die „Wertung“ wird zugleich als Anzahl der Wassermolluskengesell-

schaften im Gewässer bezeichnet und für die weitere Auswertung (Abs. 4.5.) als gewässerbeschreibende Variable verwendet, abgekürzt als nMG.

1. Gewässer mit einer „typischen“ Gesellschaft (3 bzw. 4 Arten, s. o. 1. in Abs. 4.4.2.) werden mit der „Wertung“ 1.0 versehen (z. B.: Gew. 31 in Tab. 4.3.3.1. mit 3 Arten von VAG, nMG = 1.0. oder Gew. 84 mit 4 Arten aus RGG, nMG = 1.0).
2. Gewässer mit einer „reduzierten“ Gesellschaft (s. o. 2. in Abs. 4.4.2.) werden mit 0.5 „gewertet“ (z. B.: Gew. 49 in Tab. 4.3.2.1. mit 2 Arten von PGF, nMG = 0.5).
3. Gewässer mit mehr als 3 bzw. 4 Arten (ca. 60-100%) einer „typischen“ Gesellschaft (s. o. 3. in Abs. 4.4.2.) werden mit 1.5 „gewertet“ (z. B.: Gew. 28 in Tab. 4.3.3.1. mit 6 Arten von VPG, nMG = 1.5).
4. Gewässer der Fließgewässergruppe der rezenten Aue (FGR) werden, wenn mehr als 5 Arten der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau (VTD) vorhanden sind, mit 2.0 statt 1.5 gewertet. Arten der Pisidien-Gesellschaft der fossilen Aue (PGF) treten in ihnen kaum auf (s. Tab. 4.3.2.1). Zudem ließe sich die Verarmte Theodoxus-Gesellschaft der Donau (VTD) nochmals in 3 Untergruppen aufteilen, die u. U. eine stärkere Differenzierung in mehrere Gesellschaften andeuten (s. Abb. 4.3.2.1. und Tab. 4.3.2.3.). Würde dies nicht berücksichtigt, würde kein Fließgewässer der rezenten Aue (FGR) mit der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau (VTD) die Bedingung der Gewässerbewertungsgruppe 1 (s. u.) erfüllen (z. B.: Gew. 7 in Tab. 4.3.2.1. mit 7 Arten von VTD, nMG = 2.0).
5. Gewässer mit mehreren „typischen“ Gesellschaften (s. o.), werden nach dem vorgegebenen Schema behandelt, wobei die „Wertungen“ aller Gesellschaften addiert werden, d. h. ein Gewässer wird um so höher bewertet je mehr Gesellschaften es beherbergt (z. B. Gew. 100 in Tab. 4.3.2.1. mit 4 Arten von PGF (= 1.5) und 2 Arten von VTD (= 0.5), = nMG = 2.0; Gew. 92 in Tab. 4.3.3.1.: 4 Arten von VAG (= 1.5), 2 Arten von VPG (= 0.5) und 3 Arten von RGG (= 1.0), = nMG = 3.0).

4.4.6. Das Ergebnis der Bewertung im Untersuchungsraum

Das vorgestellte Bewertungsschema wird auf die Augewässer des Donaunraums angewendet. Für jedes Gewässer ist die aus Tab. 4.3.2.1. (Fließgewässer) und Tab. 4.3.3.1. (Stillgewässer) resultierende „Wertung“ als Anzahl der Wassermolluskengesellschaften (= nMG) angegeben. Die von den Assoziationsanalysen ausgeschlossenen Gewässer erhalten entweder die „Wertung“ 0, wenn keine Gesellschaft oder 0.5, wenn 2 an einer Gesellschaft beteiligten Arten, in ihnen nachgewiesen werden.

Zur Bewertung der größeren Gewässer (Gew. 1, 6, 23, 25, 26 und 42) reichen die eigenen Aufnahmen nicht aus. Ihre Bewertungen werden durch Aufnahmen von JUNGBLUTH et al. (1986)

Tabelle 4.4.1.

Bewertungsschema

Geltungsraum	nLG	%	WERTUNG
1. Fließgewässer (Tab. 4.3.2.1.):			
a) FGR mit maximal 10 Arten aus VTD:	6 – 10 = 5 =	60 – 100 = 50 =	2.0 1.5
	3 – 4 =	30 – 40 =	1.0
b) FGF mit maximal 4 Arten aus PGF:	4 = 3 =	100 = 75 =	1.5 1.0
2. Stillgewässer (Tab. 4.3.3.1.):			
a) AW mit maximal 5 Arten aus RGG:	4 – 5 = 3 =	80 – 100 = 60 =	1.5 1.0
b) DGG mit maximal 8 Arten aus VPG:	5 – 8 = 3 – 4 =	63 – 100 = 38 – 50 =	1.5 1.0
c) TPG mit maximal 4 Arten aus VAG:	4 = 3 =	100 = 75 =	1.5 1.0
3. Alle Gewässer:	2 0 – 1	= =	0.5 0
Gewässerbewertung = Summe aller „Wertungen“ = nMG			
Abk.: nLG = Anzahl der angetroffenen Arten in der betreffenden Gesellschaft; Bewertung = Anzahl der Wassermolluskengesellschaften (= nMG); restliche Abkürzungen s. Abs. 8.3.			

(vgl. Abs. 2.1.5.) ergänzt, sofern diese weitere Gesellschaften aufweisen (z. B. Gew. 6 in Tab. 4.3.3.1. mit 5 Arten von RGG (= 1.5) und 3 Arten von VAG in 701 (= 1.0) und 4 Arten von VPG in 702 (= 1.0), = nMG = 3.5). Tab. 4.4.2. zeigt das Ergebnis der Bewertung.

4.4.7. Die Einteilung der Augewässer in Bewertungsgruppen

Zur Prüfung, ob die Bewertung anhand der Anzahl der Wassermolluskengesellschaften den Kriterien der 3 Kategorien entspricht, werden die Augewässer mittels ihrer „Wertungen“ (= nMG in Tab. 4.4.2.) in drei Gruppen aufgeteilt:

In die **Bewertungsgruppe 1** gelangen nur Gewässer mit Gesamtwertungen von 2 und mehr, d. h. in ihnen leben mindestens 2 oder mehr Wassermolluskengesellschaften.

In die **Bewertungsgruppe 2** werden Gewässer mit Wertungen von 1.0 oder 1.5 aufgenommen. Diese Wertungen können auf verschiedene Weise zustandekommen (z. B. eine „typische“ oder mehrere „reduzierte“ Gesellschaften, u.s.w.).

In die **Bewertungsgruppe 3** kommen neben den Gewässern mit einer „reduzierten“ Gesellschaft (2 Arten einer Gesellschaft = 0.5) auch jene extrem artenarmen oder nur von Ubiquisten bewohnten und deshalb von den Assoziationsanalysen ausgeschlossenen Gewässer (s. Abs. 4.3.1.: 6. und Gew.-Gr. 6 in Tab. 4.3.1.1.). Das Ergebnis der Einteilung zeigt Tab. 4.4.3..

Es ergeben sich 3 Gewässergruppen:

Bewertungsgruppe 1: 7 Fließ- und 11 Stillgewässer. Ihre Lage im Donaoraum Straubing ist in Abb. 4.4.1. dargestellt. 11 Gewässer (61%) lie-

gen in der rezenten, 7 (39%) in der fossilen Aue. Die Donau (Gew. 1) wird großräumig beurteilt. Etliche ihrer spezifischen Arten, *Theodoxus transversalis* (1), *Theodoxus danubialis* (2), *Unio crassus* (41) und *Pseudanodonta complanata* (44), die im Raum Straubing erloschen sind (s. Abs. 4.2.1.1.), leben in nicht allzu weit entfernten Abschnitten (s. Abs. 8.1.). Diese Artengruppe erhält die Wertung 1.0 und die Donau damit eine Gesamtwertung 3.0 statt 2.0 (Auch jener Bach mit allen Arten der Bergbachgemeinschaft entspricht mit dem Vorhandensein von *Margaritifera margaritifera* (39) den Anforderungen der Bewertungsgruppe 1; seine Lage wird nicht angegeben – vgl. Abs. 4.3.4.).

Bewertungsgruppe 2: 10 Fließ- und 30 Stillgewässer. Davon liegen 12 (30%) in der rezenten Aue, 28 (70%) in der fossilen Aue, (Abb. 4.4.2.). Dazu kommen 2 Bergbachsysteme, deren Nummern zum Schutz des *M. m.*-Baches nicht genannt werden.

Bewertungsgruppe 3: 13 Fließgewässer und 26 Stillgewässer. 12 (31%) liegen in der rezenten Aue, 27 (69%) in der fossilen Aue. In diesen Gewässern gibt es entweder nur Ubiquisten, sehr wenige gesellschaftsbildende Arten oder Einzlvorkommen (Abb. 4.4.3.). Hinzu kommen 2 Übergänge von Bergbächen in die Talaue ohne Angabe ihrer Lage (s. o.).

Die Gewässer der Bewertungsgruppe 1 liegen zu 61% in der rezenten Aue, die der Gruppen 2 und 3 zu je 70% in der fossilen Aue. D. h. die rezente Aue bietet günstigere Voraussetzungen für reichhaltige Molluskenbesiedlung als die fossile Aue. Dies entspricht der Erfahrung im Gelände, wonach die abwechslungs- und artenreichsten Augewässer zumeist in der rezenten Aue liegen.

Tabelle 4.4.2.

Die Bewertung der untersuchten Augewässer des Donauraums Straubing als Anzahl der Wassermolluskengesellschaften (= nMG) mit Gewässernummer (Nr.) und Name

Nr.	Name	nMG	Nr.	Name	nMG
1	Donau (1★)	3.0	64	Allachbach	0.5
2	Geislinger Mühlbach	0.0	65	Altwasser Pillmoos	–
3	Pfatterer Au – West	1.0	66	Straubinger Hauptkanal	0.5
4	Alte Donau in Pfatter	1.0	67	Augraben	0.5
5	Tümpel in der Hagenau	1.5	68	Nachtweidegraben	0.0
6	Pfatterer Au – Ost (2★)	3.5	69	Rinkamgraben	0.0
7	Pfatterer Au – Mündung	2.0	70	Graben am „Zipfel“	1.5
8	Altwasser Spannenwörth	1.0	71	Kammerlohbach	0.5
9	Gmünder Graben	0.5	72	Moosgraben „Oberlauf“	1.0
10	Kirchenbach Aue	1.0	73	Moosmühlbach/Moosgraben	1.0
11	Altwasser östlich Irling	0.5	74	Moosmühlbach am „Frauenbründl“	0.0
12	Altwasser westlich Irling	1.0	75	Tümpel am „Frauenbründl“	0.0
13	Tümpel im Stöcklwörth	0.0	76	Weiber bei Einhausen	0.0
14	Giffa Altwasser	1.0	77	Irlinger Graben	0.5
15	Neubruch Graben	1.0	78	„Url“	2.0
16	Tümpel im „Hagen“	0.0	79	Altwasser „Untere Au“	1.0
17	Wörthgraben	0.5	80	Altwasser „Baulacken“	2.0
18	Alte Wiesent	0.0	81	zw. „Url“ und „Keller“	0.0
19	Alte Donau – Naturdenkmal	1.0	82	Altwasser „Keller“	0.5
20	Großer Wörthgraben	1.0	83	zw. „Keller“ und „Oh“	0.5
21	Griesanger Graben	0.5	84	Altwasser „Oh“	1.0
22	Osterbach – Mündung	–	85	Seige nördlich „Ristfeld“	1.0
23	Wiesent (3★)	2.5	86	Tümpel nördlich „Ristfeld“	1.5
24	Wellerbach	–	87	zw. „Oh“ und „Krebsgrube“	0.5
25	Gmünder Au – Mündung (4★)	2.0	88	Altwasser „Krebsgrube“	1.0
26	Gmünder Au – am Weiher (5★)	2.5	89	zw. „Krebsgrube“ und „Weißen See“	0.5
27	Stadldorfer See	2.0	90	„Weißen See“	0.5
28	Stadldorfer See – Auslauf	1.5	91	Altwasser „Bacherei“	0.5
29	Stadldorfer Mühlbach	1.5	92	Altwasser bei Obermotzing	3.0
30	Mühlbach bei Niederachdorf	0.0	93	Altwasser bei Niedermotzing	4.0
31	Seige bei Niederachdorf	1.0	94	Kleegraben	1.0
32	Altwasser Niederachdorf	1.0	95	Kleegraben Altwasser	1.0
33	Waldtümpel bei Kiefelmauth	1.5	96	Kleine Laaber Altwasser	2.0
34	Elsengraben	–	97	Kleine Laaber Tümpel	0.0
35	Elsengraben „Weiher“	1.0	98	Kiesweiher nördlich Bruckmühle	0.5
36	Elsengraben „Tümpel“	1.0	99	Kirchenbach	0.5
37	Pondorfer Altwassergraben	0.5	100	Alte Laaber	2.0
38	Pondorfer Altwasser	1.0	101	Kleine Laaber vor Bruckmühle	1.5
39	Kiesweiher bei Pondorf	1.0	102	Kl. Laaber zw. Bruck- u. Wallmühle	1.0
40	Seige am Kiesweiher	1.0	103	Große Laaber vor Wallmühle	1.0
41	Großer Perlbach – System	–	104	Große Laaber – Mündung	2.5
42	Altwasser Oberzeitldorn (6★)	2.5		JUNGBLUTH et al. (1986) – Gewässer	
43	Altwasser südlich Pittrich	0.0	701	Pfatterer Au – Nordwest (zu Gew. 6)	1.5
44	Altwasser östlich Pittrich	–	702	Pfatterer Au – Südwest (zu Gew. 6)	2.0
45	Altwasser Breitenfeld	0.0	703	Tümpel südlich Neubruch	1.0
46	Tümpel – Öberauer Schleife	1.0	704	Tümpel am Griesanger Graben	1.0
47	Altwasser Öberau	0.0	705	Wiesent – Kanal (zu Gew. 23)	1.5
48	Altwasser Sossau	2.0	706	Wiesent – Staubecken (zu Gew. 23)	1.5
49	Kalter Graben	0.5	707	Tümpel an der Wellerbachmündung	0.0
50	Köbnach bis Kirchroth	–	708	Wiesent – Altwasser bei Tiefenthal	0.0
51	Köbnach – Kanal	1.5	709	Südufer der Gmünder Au (zu Gew. 25)	1.0
52	Köbnach „Quelle“	0.0	710	Wiesentümpel (zu Gew. 26)	1.5
53	Köbnach Altwasser	1.5	711	Altwasser (zu Gew. 26)	0.5
54	Köbnach bei Unterzeitldorn	1.0	712	Seitenbecken der Donau (zu Gew. 25)	2.0
55	Köbnach Mündung	0.0	713	kl. Seige (zu Gew. 42)	0.5
56	Gollauer See	0.0	714	gr. Seige (zu Gew. 42)	1.0
57	Fischerdorfer See	0.5	715	Neudau Graben östlich Pittrich	1.0
58	Hornstorfer See – West	2.0	716	Ausfluß des Fischerdorfer Sees	1.0
59	Hornstorfer See – Ost	1.0	717	Wiesengraben südlich Gollau	1.0
60	Hornstorfer Graben am Siel	2.0	718	Alte Donau bei Straubing (zu Gew. 1)	1.5
61	Altwasser Vogelau – Nord	1.0	719	Rinkam Graben bei Rinkam	0.0
62	Altwasser Vogelau – Süd	1.5	720	Waldsumpf am Graben am „Zipfel“	1.0
63	Altwasser am „Hagl“ in SR	0.0	721	Seige am Altwasser „Baulacken“	0.0

★ = ergänzt durch: 1★: Nr. 718; 2★: Nr. 701/702; 3★: Nr. 705/706; 4★: Nr. 709/712; 5★: Nr. 710/711; 6★: Nr. 713/714

– = nicht bewertet (5 Bergbäche und 2 nicht auf Mollusken untersuchte Altwässer)

Tabelle 4.4.3.

Einteilung der Augewässer des Donauraums Straubing in 3 Bewertungsgruppen

(nMG = Anzahl der Wassermolluskengesellschaften)

Bewertungsgruppe 1:

Augewässer mit „Wertungen“ (nMG) 2 und mehr

- a) Fließgewässer: Donau (1 mit 718), Mündung der Pfatterer Au in die Donau (7), Wiesent (23 mit 705/6), Mündung der Gmünder Au in die Donau (25 mit 709 u. 712), Altwasser westlich Sossau (48), Alte Laaber (100) und Große Laaber (104);
- b) Stillgewässer: Pfatterer Au (6 mit 701/2), Gmünder Au (26 mit 710/11), Stadldorfer See (27), Altwasser südlich Oberzeitldorn (42 mit 713/14), Hornstorfer See West (58), Hornstorfer Graben (60), Url (78), Altwasser „Baulacken“ (80), beide Altwässer zwischen Ober- und Niedermotzing (92 u. 93) und Kleine Laaber Altwasser (96);

Bewertungsgruppe 2:

Augewässer mit „Wertungen“ (nMG) 1 oder 1.5

- a) Fließgewässer: Nr. 4, 39, 46, 51, 54, 72, 73, 101, 102, 103 und 716;
- b) Stillgewässer: Nr. 3, 5, 8, 10, 12, 14, 15, 19, 20, 28, 29, 31, 32, 33, 35, 36, 38, 40, 53, 59, 61, 62, 70, 79, 84, 85, 86, 88, 94, 95, 703, 704, 714, 715 u. 720;

Bewertungsgruppe 3:

Augewässer mit „Wertungen“ (nMG) 0 oder 0.5

- a) Fließgewässer: Nr. 2, 30, 45, 47, 49, 55, 63, 66, 67, 68, 69, 74 und 99;
- b) Stillgewässer: Nr. 9, 11, 13, 16, 17, 18, 21, 37, 43, 52, 56, 57, 64, 71, 75, 76, 77, 81, 82, 83, 87, 89, 90, 91, 97, 98, 707, 708, 719 und 721.

Hinzu kommt die Beobachtung, daß molluskenreiche Gewässer auch von vielen anderen Tieren bzw. molluskenarme Gewässer in der Regel insgesamt schwach besiedelt sind (beobachtet wurden v. a. Planarien, Egel, Krebse und Wasserinsekten). Dies impliziert, daß die aufgrund der Molluskenbesiedlung vorgenommene Bewertung auch die Situation anderer Tierarten und deren Gemeinschaften mitefaßt.

Gesucht werden die Standortfaktoren, die das Vorhandensein einer oder mehrerer Gesellschaften in einem Gewässer begünstigen und somit seinen „Wert“ mitbestimmen. Zugleich ist gefragt, ob die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften als Bewertungskriterium andere Kriterien wie Artenzahl, Diversität, Anzahl „Rote-Liste-Arten“ u.s.w. ersetzen kann. Hierzu wird in Ansatz III der ökologischen Modellentwicklung

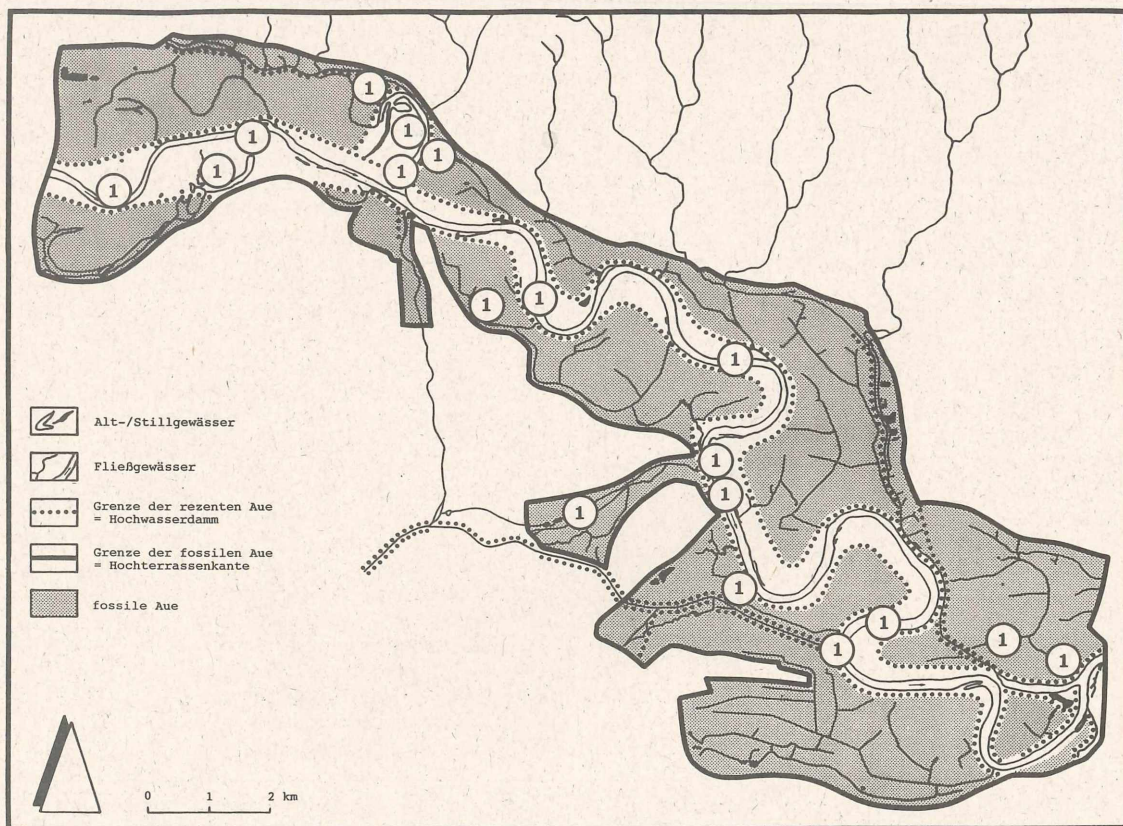


Abbildung 4.4.1.

Lage der Augewässer der Bewertungsgruppe 1 im Donautal Straubing

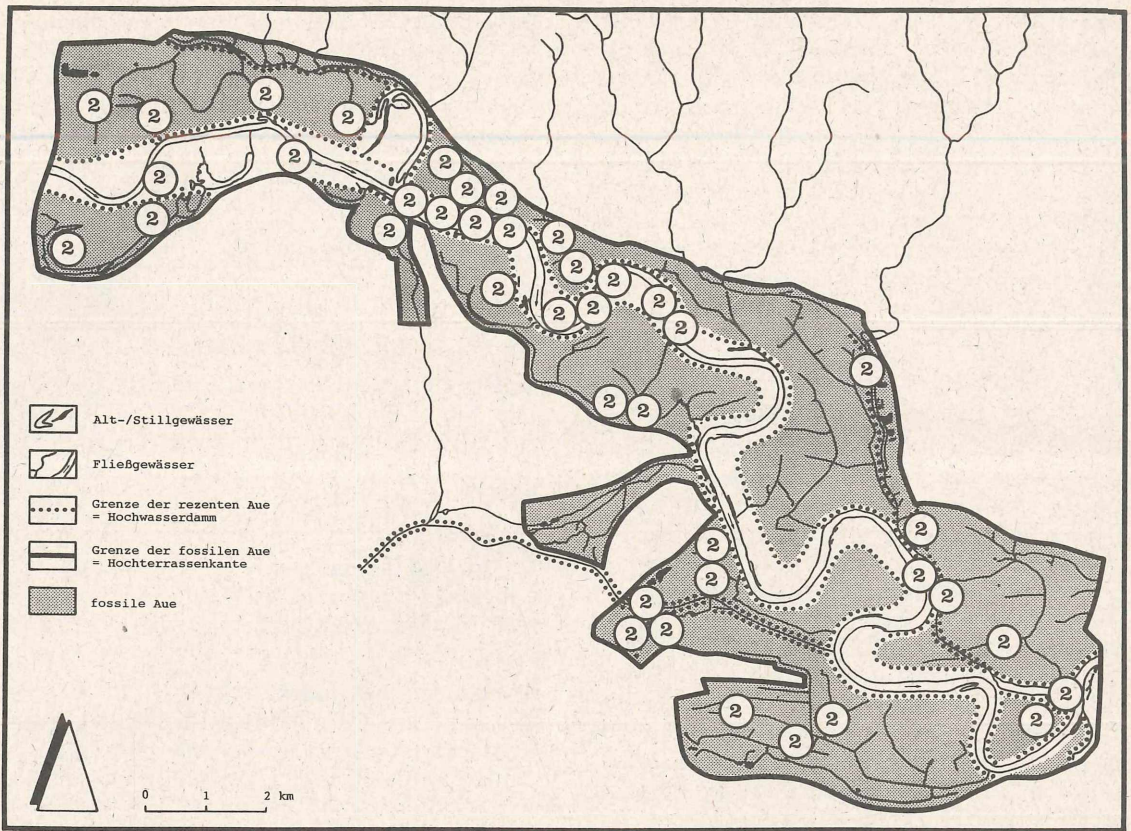


Abbildung 4.4.2.

Lage der Augewässer der Bewertungsgruppe 2 im Donautal Straubing

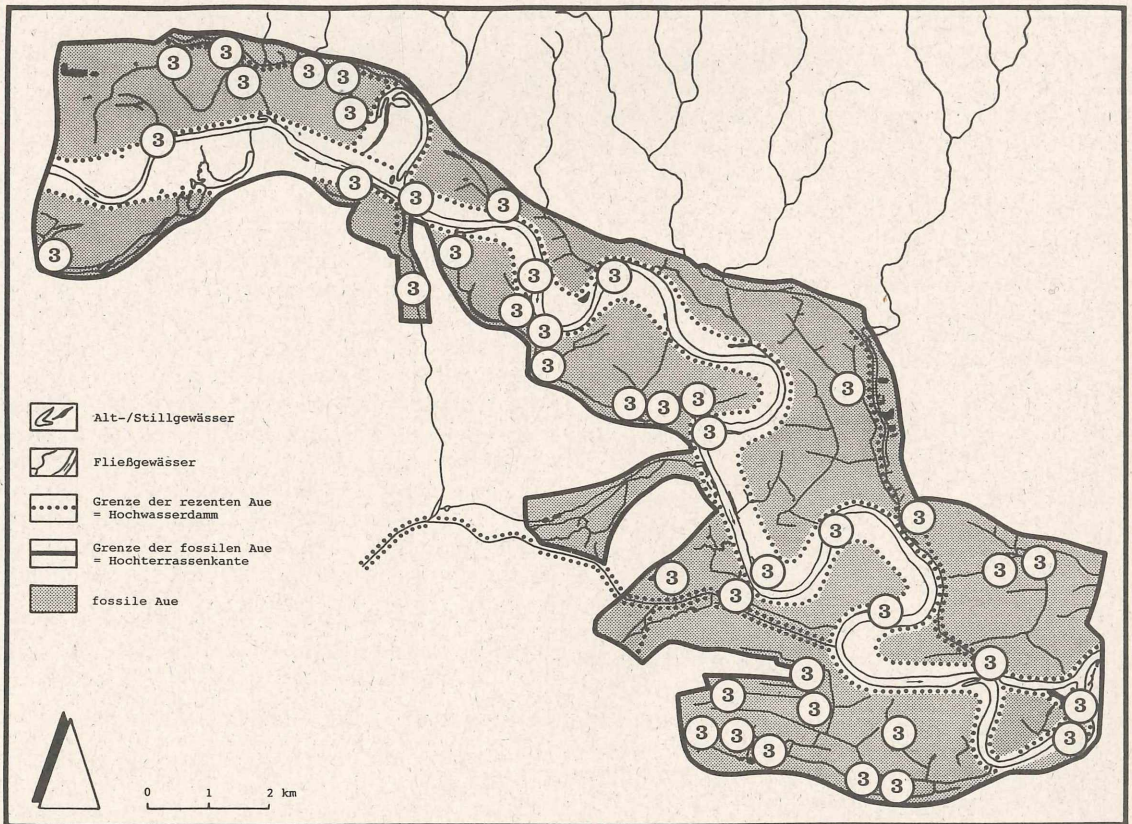


Abbildung 4.4.3.

Lage der Augewässer der Bewertungsgruppe 3 im Donautal Straubing

(Abs. 4.5.) die Trennfähigkeit aller gemessenen Variablen (biotisch, chemisch/physikalisch und geländemorphologisch) für die 3 Bewertungsgruppen getestet und ein ökologisches Modell (III) entwickelt. Erst im Anschluß daran werden in Abs. 4.6.3. die Unterschiede zwischen den Bewertungsgruppen 1 – 3 erläutert, die besonders wertvollen Gewässer unter Berücksichtigung aller Ergebnisse beschrieben und zuletzt entschieden, ob die Einteilung der Gewässer den 3 Kategorien entspricht.

4.5. Ökologische Modelle

Die einfache Trennung der Gewässer nach Lage (rezente und fossile Aue) reicht nicht zur Kennzeichnung der Verbreitung der Wassermolluskenarten in den Donauauen aus. Lediglich die Bergbäche zeichnen sich auf Anhieb sowohl durch eine spezifische Artengemeinschaft als auch charakteristische Standortfaktoren aus. Die untersuchten Gewässer wurden aufgrund nachgewiesener charakteristischer Wassermolluskengesellschaften in ökologisch definierte Gruppen eingeteilt (Abs. 4.3.). Anschließend wurden die Gewässer 3 Bewertungsgruppen zugeteilt (Tab. 4.4.3.). Nun gilt es, für die Verbreitung der einzelnen Gesellschaften kennzeichnende Standortfaktoren (= Leitfaktoren) und Unterschiede zwischen den verschiedenen bewerteten Augewässern herauszustellen.

4.5.1. Modellentwicklung

1. Einschränkung der Variablen

Bei der Entwicklung der multivariaten Vorhersagemodelle werden alle 29 auf Gewässer bezogenen Variablen (biotisch und abiotisch, s. Abs. 2.) verwendet. Von $\Sigma\text{-PO}_4^{3-}$, NH_4^+ , NO_2^- , O_2 und $\text{O}_2\%$ liegen unvollständige Datensätze vor (vgl. Abs. 2.2.3.). Es wird geprüft (Tab. 4.5.1.1.), ob diese Variablen mit anderen korrelieren und ohne Informationsverlust von der weiteren Analyse ausgeschlossen werden können.

Tabelle 4.5.1.1.

Korrelationen unvollständig vorliegender Variablen ($\Sigma\text{-PO}_4^{3-}$, NH_4^+ u. NO_2^-) mit 2 in allen Gewässern gemessenen Variablen (NO_3^- und SO_4^{2-}). Die signifikanten Korrelationen (95% Niveau) sind **fettgedruckt** ($n = 64$);

	PO_4^{3-}	NH_4^+	NO_2^-
NO_3^-	-0.2317	0.0169	0.5038
SO_4^{2-}	-0.4422	-0.2460	0.3917
PO_4^{3-}	1.0000	0.6616	-0.1301
NH_4^+		1.0000	-0.1498
NO_2^-			1.0000

Gesamtposphat ($\Sigma\text{-PO}_4^{3-}$), NH_4^+ und NO_2^- werden durch die vollständig erfaßten NO_3^- - und SO_4^{2-} -Werte hinreichend vertreten. Die Variablen O_2 und $\text{O}_2\%$ sind von anderen Variablen unabhängig. Auf ihre Verwendung wird wegen starker Tagesschwankungen und der Zufälligkeit der Messungen verzichtet.

2. Ordnung der Meßdaten

Die Meßdaten werden gemäß der gefundenen Gewässergruppen (Abs. 4.3.) bzw. der Bewer-

tungsgruppen (Abs. 4.4.) geordnet. Jeweils ein Drittel der Datensätze wird zufällig herausgenommen d. h. für die Modellbildung nicht verwendet. Es wird zur späteren Modellprüfung herangezogen.

3. Die Hauptkomponentenanalyse

Die Hauptkomponentenanalyse (HKA) dient als „Variablenfilter“. Für jeden Ansatz wird geprüft, welche Variablen untereinander korrelieren bzw. mit eigenem Informationsgehalt von allen anderen Variablen unabhängig sind (s. Abs. 2.3.2.).

4. Der KOLMOGOROFF – SMIRNOFF Test

Der KOLMOGOROFF – SMIRNOFF Test prüft die Normalverteilung der Daten – eine Voraussetzung für die Diskriminanzanalyse. Falls nötig werden sie transformiert (s. Abs. 2.3.3.).

5. Die Diskriminanzanalyse

Die Diskriminanzanalyse zeigt, welche Variablen die Gewässergruppen am besten trennen (s. Abs. 2.3.3.).

6. Ökologische Modelle

Mit Hilfe der signifikant trennenden Variablen werden ökologische (Vorhersage-) Modelle über das Vorkommen einer Gesellschaft bzw. mehrerer Gesellschaften in einem Gewässer aufgestellt (s. Abs. 2.3.3.).

4.5.2. Hauptkomponentenanalysen

Für jede Fragestellung (Ansatz) wird eine HKA durchgeführt, um auftretende Unterschiede in den Abhängigkeitsverhältnissen (24 Variable) aufzudecken:

- Ansatz I 30 Fließgewässer der Aue (Tab. 4.5.2.1.)
- Ansatz II 52 Stillgewässer der Aue (Tab. 4.5.2.2.)
- Ansatz III: 93 Augewässer (Tab. 4.5.2.3.)

In Ansatz III sind alle Fließ- und Stillgewässer der Aue mit vollständigem Datensatz enthalten. Hinzu kommen nicht zuordenbare Gewässer aus der Bewertungsgruppe (BWG) 3 des Bewertungsansatzes (vgl. Abs. 4.4.). Es fehlen die 5 Bergbäche (22, 24, 34, 41 und 50), 4 Gewässer im ausgetrockneten Zustand (31, 33, 53 u. 77) und 2 auf Wassermollusken nicht untersuchte Gewässer (43 u. 65). Die Ergebnisse der HKA zeigen die Tabellen 4.5.2.1. bis Tab. 4.5.2.3.. Die Variablen sind nach ihren Abhängigkeiten geordnet, die HK nach abnehmender Varianz. Auf die Darstellung der HK 15 bis 24 mit geringer Restvarianz wird ohne Informationsverlust verzichtet.

4.5.2.1. Abhängigkeitsverhältnisse der Variablen

Ansatz I: HKA der Fließgewässer der Aue

1. Variable der 1. Hauptkomponente (21.2% Varianz)

Die 1. HK wird von der Anzahl lebender Wassermolluskenarten (nL) mit den Parametern Diversität (H_s), Evenness (E), Anzahl „Rote-Liste-“ (nRL), „rare und seltene Arten“ (nr + s) be-

stimmt. Hinzu kommt die Anzahl der ermittelten Gesellschaften (nMG). Diese Variablen korrelieren untereinander auf dem 99.9% Niveau mit $r \geq 0.7562$. Die Evenness zeigt auch einen unabhängigen Charakter auf der 9. HK. Mit den Variablen der 1. HK korreliert die Umland-Einstufung (Ul), z. B. mit nL ($r_{0.01} = 0.503$). Mit steigender Umland-Einstufung (Ul), von Ackerland hin zum Auwald, nehmen die Artenzahl im Gewässer und die damit verbundenen Variablen (H_s , E, nRL, nr+s und nMG) zu.

2. Variable der 2. Hauptkomponente (20.2% Varianz)

Die 2. HK betrifft den Ionenhaushalt der Gewässer. Leitfähigkeit (LF), Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , NO_3^- und SO_4^{2-} korrelieren stark untereinander auf dem 99.9% Niveau ($r \geq 0.5814$). Die Konzentrationen dieser Stoffe steigen (mit LF als Summenparameter) gemeinsam an – teils natürlich (Mg^{2+} und Ca^{2+}), teils anthropogen (Cl^- , NO_3^- und SO_4^{2-}) bedingt. Ihre Aussage ist ähnlich, ihre Zahl kann eingeschränkt werden. NO_3^-

und SO_4^{2-} zeigen ebenfalls schwach einen unabhängigen Charakter auf der 12. bzw. 14. HK. SO_4^{2-} korreliert wenig mit Na^+ und K^+ auf der 4. HK.

3. Variable der 3. Hauptkomponente (11.0% Varianz)

Fließgeschwindigkeit (v), Schüttung (Q) und die Gewässerfläche (ha) laden die 3. HK positiv hoch, sie interkorrelieren. Die Beziehung v/Q ($r_{0.001} = 0.7254$) ist nicht zwingend (vgl. Bergbäche), aber verständlich. Die starke Korrelation (signifikant auf dem 99.9% Niveau) von v ($r = 0.6403$) und Q ($r = 0.9223$) zur Fläche (ha) erklärt sich durch die Beteiligung der Donau mit dem größten Flächenanteil (425 ha) und dem größten Abfluß (200 m³/s im Jahresmittel). Die Fließgeschwindigkeit zeigt einen unabhängigen Charakter auf der 11. HK.

4. Variable der 4. Hauptkomponente (8.3% Varianz)

Auf der 4. HK korrelieren Na^+ und K^+ ($r_{0.001} = 0.8211$) stark untereinander, schwach mit SO_4^{2-}

Tabelle 4.5.2.1.

ANSATZ I: Hauptkomponentenmatrix (Varimax – Rotation) der 30 Fließgewässer mit 24 Variablen. Die dargestellten Hauptkomponenten erklären 94.8% der Gesamtvarianz (alle Ladungen $\geq |0.40|$ entfallen).

Var.	HAUPTKOMPONENTEN (HK)													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
nL	.95													
H_s	.89													
E	.47								-.79					
nRL	.96													
nr+s	.95													
nMG	.82													
Ul	.53					.41							.55	
LF		.94												
Mg^{2+}		.93												
Ca^{2+}		.91												
Cl^-		.88												
NO_3^-		.63										-.56		
SO_4^{2-}		.70		-.40										-.52
v			.66								.64			
Q			.94											
ha			.96											
Na^+				-.94										
K^+				-.88										
nPfl.					.91									
nPG					.94									
pH						.95								
nT							.93							
Km								.90						
Tiefe										.87				
%ΣVar.	21.2	20.2	11.0	8.3	8.2	5.2	4.3	4.2	3.9	3.8	2.2	1.6	1.5	1.5

($r = 0.5343$ bzw. 0.5586). Na^+ und K^+ steigen zusammen mit den Ionen der 2. HK an, jedoch nur schwach und z. T. nicht signifikant (r zwischen 0.2352 und 0.4655). Die negativen Vorzeichen deuten auf die Beziehung der Variablen der 4. HK untereinander und ihre Lage auf der 4. HK im mehrdimensionalen Raum hin, nicht auf ihre Beziehung zu Variablen anderer HK.

5. Variable der 5. Hauptkomponente (8.2% Varianz)

Die Anzahl der Wasserpflanzenarten (nPfl.) und der -gesellschaften (nPG) sind hoch korreliert ($r_{0.001} = 0.8305$). Mit anderen Variablen stehen sie in zu schwacher Beziehung, um auf anderen HK's zu erscheinen; sie sind unabhängig.

6. Variable der 6. Hauptkomponente (5.2% Varianz)

Auf der 6. HK liegen pH und die Umland-Einstufung (Ul). Sie korrelieren schwach auf dem 95% Niveau ($r = 0.4518$), das hieße, mit steigender Umland-Einstufung nähme der pH zu. Die

Erklärung dieses „Phänomens“ steht aus. Höchstwahrscheinlich handelt es sich um eine Zufallskorrelation.

7. Variable der 7. bis 14. Hauptkomponente (23.0% Varianz)

Auf den HK 7 bis 14 liegt jeweils eine Variable, die bei hohen Ladungen große, oder bei niedrigen Ladungen (E, v, Ul, NO_3^- und SO_4^{2-}) geringere Unabhängigkeit zeigt. Die Anzahl tot aufgelesener Wassermolluskenarten (nT) steht lediglich mit NO_3^- in signifikant (95% Niveau) positiver Beziehung ($r = 0.3674$): mit steigendem Nitratgehalt des Wassers erhöht sich die Zahl erloschener Arten. Die Beziehung ist zu schwach, um eine HK zu laden. Die Entfernung der Gewässer von der rezenten Aue (Km) lädt unabhängig die 8. HK, zeigt aber in der zwei-dimensionalen Korrelationsanalyse einige Abhängigkeiten: Mit zunehmender Entfernung nehmen Leitfähigkeit ($r = 0.3663$) und Chloridgehalt ($r = 0.4127$) im Wasser zu, Evenness ($r = -0.38$)

Tabelle 4.5.2.2.

ANSATZ II: Hauptkomponentenmatrix (Varimax – Rotation) der 52 Stillgewässer mit 24 Variablen. Die dargestellten Hauptkomponenten erklären 93.7% der Gesamtvarianz (alle Ladungen $\geq |0.40|$ entfallen).

Var.	HAUPTKOMPONENTEN (HK)													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
nL	.96													
H _s	.84					.43								
E						.97								
nRL	.96													
nr+s	.81													
nMG	.87													
nPfl.	.57				.56									
nPG					.93									
LF		.72					-.47							
Mg ²⁺		.93												
Ca ²⁺		.81												
Cl ⁻		.76												
NO ₃ ⁻		.41												
SO ₄ ²⁻							-.90							-.82
Na ⁺			.84											
K ⁺			.93											
v				-.95										
Q				-.77										
nT								.93						
ha									.98					
Tiefe										.91				
Km											.93			
pH												.91		
Ul													.85	
%ΣVar.	19.5	13.5	7.9	6.9	5.4	5.1	4.9	4.7	4.6	4.6	4.6	4.4	4.3	3.4

und Umland-Einstufung ($r = -0.469$) ab (alle signifikant auf 95% Niveau). Die Tiefe lädt die 10. HK alleine hoch und erscheint unabhängig. Sie korreliert mit einigen Variablen (Q, Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , H_s , E, nRL und nr+s) schwach (r zwischen 0.35 und 0.51). In Bezug auf Wassermollusken ist eine Beziehung relevant: Mit zunehmender Gewässertiefe steigt die Zahl der Wassermolluskengesellschaften ($r_{0.01} = 0.4984$). Beim Übergang von Flachwasser in tiefere Bereiche nimmt die Strukturvielfalt (z. B. Pflanzenzotation) zu und bietet mehreren Gesellschaften Lebensraum.

Ansatz II: HKA der Stillgewässer

1. Variable der 1. Hauptkomponente (19.5% Varianz)

Auf der 1. HK der Stillgewässer zeigen sich ähnliche Abhängigkeiten wie bei den Fließgewässern. Die Unabhängigkeit der Evenness (E) hat sich erhöht. Sie steht jedoch über die Diversität (H_s) mit den Variablen der 1. HK in Verbindung.

Der Pflanzenbewuchs (nPfl. und nPG) wird in die 1. HK mit einbezogen. Die Umland-Einstufung fehlt – sie steht für sich auf der 13. HK.

2. Variable der 2. Hauptkomponente (13.5% Varianz)

Die Verhältnisse der 2. HK entsprechen jenen der Fließgewässer. Neu ist die Loslösung von SO_4^{2-} zur 7. HK, es steht über die Leitfähigkeit wieder mit der 2. HK in Verbindung.

3. Variable der 3. Hauptkomponente (7.9% Varianz)

Die 3. HK wird wie die 4. HK der Fließgewässer von Na^+ und K^+ geladen ($r_{0.001} = 0.7639$), jedoch ohne SO_4^{2-} . Na^+ und K^+ korrelieren wie im Fließwasser schwach mit den Ionen der 2. HK (r um 0.3), am stärksten mit Cl^- ($r_{0.001} = 0.5363$).

4. Variable der 4. Hauptkomponente (6.9% Varianz)

Die 4. HK entspricht der 3. HK der Fließgewässer, v und Q ($r_{0.001} = 0.6365$) sind in den meisten

Tabelle 4.5.2.3.

ANSATZ III: Hauptkomponentenmatrix (Varimax – Rotation) aller 93 Gewässer mit 24 Variablen. Die dargestellten Hauptkomponenten erklären 94.8% der Gesamtvarianz (alle Ladungen $\geq |0.40|$ wurden entfallen).

Var.	HAUPTKOMPONENTEN (HK)													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
nL	.94													
H_s	.82						.40							
E							.90							
nRL	.95													
nr+s	.82													
nMG	.88													
nPfl.	.40													
nPG														
LF		.78			.47									
Mg^{2+}					.91									
Ca^{2+}		.90												
Cl^-		.41			.61									
SO_4^{2-}		.93												
v			.58											.77
Q			.95											
ha			.97											
Na^+				.93										
K^+				.86										
nT								.97						
NO_3^-										-.92				
pH											.96			
Ul												.88		
Tiefe													.97	
Km														.87
%ΣVar.	18.9	11.2	9.8	7.7	7.1	6.7	4.6	4.4	4.4	4.3	4.3	4.2	4.1	3.0

Stillgewässern um Null oder sehr niedrig. Ein Zusammenhang mit der Fläche besteht nicht.

5. Variable der 5. bis 7. Hauptkomponente (15.4% Varianz)

Auf den HK 5 bis 7 liegen Variable, die über Teiladungen mit Variablen von vorausgehenden HK in Verbindung stehen (nPG über nPfl; E über H_5 ; SO_4^{2-} über LF). Sie sind nicht unabhängig.

6. Variable der 8. bis 14. Hauptkomponente (30.6% Varianz)

Die HK 8 bis 14 werden von jeweils einer Variablen hochgeladen. Sie gelten als unabhängig und können nicht ohne Informationsverlust ausgeschlossen werden. Sie entsprechen zum größten Teil den Variablen den HK 6 bis 10 der Fließwasser (s. Tab. 4.5.2.1.). Dazu zählen die Anzahl tot nachgewiesener Wassermolluskenarten (nT), die Gewässertiefe, die Entfernung der Gewässer von der rezenten Aue (Km), der pH, die Umland-Einstufung (Ul) und der NO_3^- -gehalt. Der NO_3^- -gehalt korreliert ($r \leq 0.5446$) mit den Variablen der 1. HK schwach, aber signifikant (99.9% Niveau). V und Q sind von der Fläche (ha) unabhängig auf der 9. HK. Unter den 2-dimensionalen Korrelationen finden sich im Vergleich zur Fließwasser-HKA wenige, aber ähnliche Beziehungen. Mit zunehmender Entfernung zur rezenten Aue (Km) sinkt ($r_{0.001} = -0.5238$) die Umland-Einstufung (Ul). Mit der Fläche (ha) steigt ($r = 0.3029$) die Anzahl „rare und seltene Arten“ (nr + s) (95% Niveau) signifikant an.

Ansatz III: Hauptkomponentenanalyse aller Gewässer

Die HKA aller Gewässer (Tab. 4.5.2.3.) entspricht den Ergebnissen der beiden vorangegangenen. Neu ist die Unabhängigkeit von NO_3^- auf der 9. HK, obwohl es mit Cl ($r_{0.001} = 0.4760$) signifikant korreliert.

Einige zweidimensionale Korrelationen sind zu schwach, um von der HKA erkannt, aber zu wichtig, um übergangen zu werden: Die Umland-Einstufung (Ul) korreliert ($r_{0.001} = -0.5082$) mit Cl und mit der Entfernung zur Aue ($r_{0.001} = -0.4974$) negativ. D. h. je größer der Abstand von der rezenten Aue, desto größer ist die anthropogene Belastung (Cl) und der landwirtschaftliche Einfluß (geringe Pufferung durch die Umgebung, Ul). Die Beziehung Gewässerfläche zur Artenzahl beträgt $r = 0.0708$ ($n = 93$), wobei der große Flächenanteil der Donau im Gebiet (425 ha) mit 9 Arten eine stärkere Korrelation verhindert. Jedoch auch ohne Donau, aber mit den 4 ausgetrockneten und deshalb von den Hauptkomponentenanalysen ausgeschlossenen Gewässern korreliert die Artenzahl nur schwach ($r_{0.001} = 0.3966$, $n = 96$) mit der Gewässerfläche, d. h. sie ist von ihr unabhängig.

4.5.2.2. Ergebnisse der Hauptkomponentenanalysen

Die HKA unterscheiden sich wenig. Die Abhängigkeitsverhältnisse der Variablen der 1. und 2. Hauptkomponente (=HK) bleiben im wesentlichen bestehen, ebenso die Abhängigkeiten der meisten übrigen Variablen. Verschiebungen tre-

ten innerhalb der 3. bis 7. HK auf. Die wenigen Unterschiede werden kurz erläutert. Die schwache Beziehung der Umland-Einstufung (Ul) zur 1. HK (Tab. 4.5.2.1.) der Fließgewässer geht bei den Stillgewässern (Tab. 4.5.2.2.) und bei der Analyse aller Gewässer (Tab. 4.5.2.3.) in Unabhängigkeit über. Die Beziehung v (m/s) zu Q (m^3/s) ist konstant und korreliert im Fließgewässer- (I) und Gesamtansatz (III) mit der Gewässerfläche.

Die beiden Wasserpflanzenparameter (nPfl und nPG) zeigen teils unabhängigen Charakter, teils schwache Beziehung zur 1. HK. Die restlichen Variablen erweisen sich durchwegs als unabhängig. Interessant erscheint die allmähliche Loslösung von NO_3^- aus der 2. „Ionen“-HK bis zur Unabhängigkeit (Tab. 4.5.2.3.).

Die artbezogenen Variablen (nL, nRL, nr + s, nMG, H_5 und E) stehen in engem Zusammenhang, nur E zeigt eine gewisse Unabhängigkeit. Ähnlich steht es um den Ionengehalt des Wassers. Na^+ ist zusammen mit K unabhängig. Weitere Variablengruppen sind nPfl mit nPG und v und Q mit ha. Demnach kann die Zahl der Variablen innerhalb dieser Gruppen ohne größeren Verlust reduziert werden. Die restlichen Variablen sind mehr oder minder unabhängig, d. h. vorerst unverzichtbar.

4.5.3. Diskriminanzanalysen

4.5.3.1. Normalverteilung

In die Diskriminanzanalyse dürfen nur normalverteilte Daten eingehen. Die Meßwerte der in Abs. 4.5.3. bearbeiteten Ansätze I bis III wurden mit dem KOLMOGOROFF-SMIRNOFF Test auf ihre Normalverteilung überprüft und gegebenenfalls (s. Tr in Tab. 4.5.3.2.) transformiert. Da einige Variable trotz Transformation die Bedingung der Normalverteilung nicht erfüllen, wurde zur Orientierung über die mögliche Trenngüte dieser Variablen die Transformation mit der größten Annäherung an die Normalverteilung gewählt. Diese Variablen aber fallen bei der Modellbildung weg.

4.5.3.2. Die diskriminanzanalytischen Ansätze

Aus den HKA treten von den 24 Variablen im 1. Ansatz 9, im 2. und 3. je 10 als unabhängig hervor (s. Anzahl Variablengruppen in den Tab. 4.5.2.1.-3.). Welche dieser Variablen signifikante Trenneigenschaften hinsichtlich der vorgegebenen Gruppen besitzen, wird die Diskriminanzanalyse unter Anwendung des F-Tests klären. Auch die nicht normalverteilten Variablen werden getestet. Nur einige, voneinander unabhängige gehen in die ökologische Modelle ein. Tab. 4.5.3.1. zeigt die drei diskriminanzanalytischen Ansätze.

4.5.3.3. Die Trenneigenschaften der Variablen

In Tab. 4.5.3.2. sind die Ergebnisse der drei Diskriminanzanalysen dargestellt. Je größer der F-Wert, desto besser ist die Trenneigenschaft. Die Angabe zur HK (Hauptkomponente) bezieht sich auf die zum Ansatz gehörige Hauptkomponentenanalyse. Dementsprechend sind

Tabelle 4.5.3.1.**Die diskriminanzanalytischen Ansätze (n = Anzahl der Gewässer)**

I. Ansatz: Die Unterscheidung der beiden Fließgewässergruppen:

- a) der rezenten Aue (FGR) mit der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau (VTD) (n = 8; + 4 zur Prüfung – aus Tab. 4.3.2.5. ohne Gew. 43)
- b) der fossilen Aue (FGF) mit der Pisidien-Gesellschaft der fossilen Aue (PGF) (n = 11; + 7 zur Prüfung – aus Tab. 4.3.2.7.)

II. Ansatz: Die Unterscheidung der drei Stillgewässergruppen:

- a) der Altwässer (AW) mit der Radix auricularia – Gyraulus albus-Gesellschaft (RGG) (n = 14; + 7 zur Prüfung – aus Tab. 4.3.3.5.)
- b) der Gießen (DGG) mit der Valvata cristata – Planorbis carinatus-Gesellschaft (VPG) (n = 14; + 6 zur Prüfung – aus Tab. 4.3.3.6.)
- c) der Tümpel (TPG) mit der Valvata macrostoma – Aplexa hypnorum-Gesellschaft (VAG) (n = 8; + 3 zur Prüfung – aus Tab. 4.3.3.7.)

III. Ansatz: Die Unterscheidung der 3 Bewertungsgruppen (= BWG) (Tab. 4.4.3.):

- a) BWG 1: mit Wertungen ≥ 2
(n = 13; + 5 zur Prüfung)
- b) BWG 2: mit Wertungen 1.0 oder 1.5
(n = 25; + 12 zur Prüfung)
- c) BWG 3: mit Wertungen 0.5 oder ohne gesellschaftsbildende Arten
(n = 26; + 12 zur Prüfung)

die Variablen in 9 Abhängigkeitsgruppen geordnet.

4.5.3.4. Vergleich der Diskriminanzanalysen

Die Diskriminanzanalysen zeigen verschiedene Ergebnisse. Zur möglichst strengen Auswahl der Variablen pro Ansatz werden verschiedene Signifikanzgrenzen (P%) angelegt. Zur Unterscheidung der beiden Fließgewässergruppen (Ansatz I) eignen sich 5 Variable: die Anzahl Wasserpflanzenarten (nPfl), -gesellschaften (nPG), Fließgeschwindigkeit (v), Leitfähigkeit (LF), Mg^{2+} und CL⁻; die letzten 3 liegen auf einer HK. Zur signifikanten Trennung der drei Stillgewässergruppen (Ansatz II) eignen sich die Anzahl der lebenden Wassermolluskenarten (nL), die Anzahl der Gesellschaften (nMG), NO_3^- , die Fläche (ha) und die Tiefe.

Im Ansatz III trennen die 6 artbezogenen Variablen (nL, nRL, nr + s, nMG, H_S und E) am stärksten, gefolgt von Cl⁻, Fläche, pH, der Entfernung von der Aue (Km) und der Umland-Einstufung (UI).

In allen Ansätzen mit hohem F-Wert ist trotz mangelnder Normalverteilung die Entfernung zur rezenten Aue (Km) vertreten, in Ansatz I sogar mit dem höchsten F-Wert. Ebenso nicht normalverteilt, aber von Bedeutung sind die Anzahl der Todnachweise (nT) in Ansatz II und die Umland-Einstufung (UI) in Ansatz III. Die restlichen Variablen scheiden aus.

4.5.3.5. Die optimalen Variablenkombinationen

Zur Erstellung der ökologischen Vorhersagemodelle werden für jeden Ansatz die Variablen mit den höchsten F-Werten geprüft. Mehrere Variable innerhalb jeder Hauptkomponente werden einzeln herangezogen und – nach F-Wert abgestuft – in Kombination mit anderen unabhängigen Variablen getestet. Durch schrittweises Hinzufügen bzw. Weglassen von Variablen wird in

mehreren Kombinationsläufen die Trennschärfe der Modelle anhand von WILKS Λ – je kleiner der betreffende Wert desto besser die Trennung – verfolgt und mit Hilfe der zurückgelegten Datensätze die Modellgüte überprüft (vgl. Abs. 2.3.3.).

Ansatz I: Fließgewässer der Aue

Da die verwendete Diskriminanzanalyse nicht für den 2-Variablenfall einer Zweigruppentrennung definiert ist, müssen mindestens drei Variable in die Berechnung eingehen. Die Anzahl der Wasserpflanzengesellschaften (nPG) und die Fließgeschwindigkeit (v) werden trotz hoher P (8.3 bzw. 14.6%) zur Modellbildung hinzugezogen. Bei der Trennung der beiden Fließgewässertypen der Aue liefern alle Variablenkombinationen hohe WILKS Λ (0.540 bis 0.588) und mit 89% die gleiche Modellgüte (Tab. 4.5.3.3.). Als Vorhersagefunktion wird die Kombination 3 mit Cl⁻, nPG und v gewählt. Das anthropogen eingetragene Chlorid wird gegenüber dem natürlich bedingten Mg^{2+} und dem Summenparameter Leitfähigkeit vorgezogen.

Ansatz II: Stillgewässer der Aue

Von der Diskriminanzanalyse der drei Stillgewässertypen der Aue (AW, DGG und TPG) werden die drei signifikant trennenden, Art-bezogenen Parameter (nL, nMG und nT) ausgeschlossen, da nach Unterschieden in den Standortfaktoren gefragt ist. Die Entfernung von der rezenten Aue (Km) scheidet wegen fehlender Normalverteilung aus. Somit bleiben nur 3 normalverteilte, unabhängige und signifikant (P = 6%) trennende Variable für die Modellbildung (Tab. 4.5.3.4.). Die Kombination 1 ergibt trotz Verwendung aller 3 Variablen ein hohes WILKS Λ (0.596) und eine schlechte Vorhersagegüte (53%). Die Reduzierung auf 2 Variable (Kombination 2) führt zu keiner Verbesserung. Erst aus den Kombinationen 3 und 4 mit Tiefe und Fläche bzw. Fläche und NO_3^- -Gehalt resul-

Tabelle 4.5.3.2.

Trenneigenschaften aller Variablen in den Ansätzen I bis III; F = F-Wert; P = Irrtumswahrscheinlichkeit (%); HK = Hauptkomponente – vgl. entsprechende Tabellen 4.5.2.1./2./3.; Tr = Transformation der Meßdaten zur Erreichung ihrer Normalverteilung. Die signifikant trennenden Variablen sind fettgedruckt.

Ansatz:	I: 2 Fließgew.-gruppen				II: 3 Stillgew.-gruppen				III: 3 Bewertungsgruppen			
	F	P ≤ 15%	HK	Tr	F	P ≤ 6%	HK	Tr	F	P ≤ 1%	HK	Tr
nL	0.6	54.6	1	x	3.7	3.6	1	1/x ^{1/2}	61.2	0.0	1	x ^{2/3}
nRL	0.0	88.7	1	x ^{1/2}	1.3	28.6	1	x ^{1/2}	46.5	0.0	1	x ^{1/3}
ns+s	0.4	57.1	1	x ^{2/3}	2.1	14.2	1	x ^{2/3}	25.3	0.0	1	x ^{1/3}
nMG	0.1	72.3	1	x ^{1.5}	3.6	3.7	1	x ^{2/3}	16.8	0.0	1	1/x ^{1/2}
H _s	0.4	53.2	1	x	1.9	16.6	1+6	x ^{1/2}	57.9	0.0	1+7	x ²
E	0.1	79.9	1+9	x ²	0.4	70.8	6	x ²	7.5	0.2	7	x ^{1.5}
nPfl	3.1	9.4	5	x ^{1/2}	1.4	24.9	1+5	x	3.0	5.7	1+6	x ^{1/3}
nPG	3.5	8.3	5	x ^{1/2}	1.5	23.6	5	x	2.6	8.1	1+6	x ^{1/2}
LF	6.4	2.0	2	x ^{1/2}	0.2	82.9	2	1/x ^{1/2}	5.3	0.8	2+5	x ^{1/3}
Mg ²⁺	6.3	2.2	2	x	1.0	61.0	2	x ^{1.5}	5.3	0.8	5	x
Ca ²⁺	1.4	25.6	2	x ^{2/3}	0.3	75.0	2	x ^{2/3}	4.1	2.2	2	x ^{1/2}
Cl ⁻	6.1	2.3	2	x ^{1/3}	2.1	13.5	2	x ^{1/2}	8.4	0.1	2+5	lnx
NO ₃ ⁻	1.3	26.8	2	x ^{1/2}	3.2	5.2	2+14	lnx	3.6	3.3	9	lnx
SO ₄ ²⁻	2.8	11.1	2+4	lnx	1.6	22.2	7	x ^{1/2}	8.7	0.1	2	lnx
ha	0.9	63.1	3	lnx	3.5	4.0	9	lnx	7.3	0.2	3	lnx
v	2.3	14.6	3	10/x ²		entfällt			0.4*	68.9	3	1/x*
Q	1.4	25.3	3	1/x ^{1/2}		”			1.4*	25.9	3	1/x*
Na ⁺	0.8	61.6	4	x ^{1/2}	1.5	24.0	3	1/x	0.3	72.7	4	1/x
K ⁺	0.7	57.1	4	lnx	2.5	10.0	3	x ^{1/2}	0.2	86.3	4	lnx
pH	0.0	85.7	6	10/x ²	1.2	32.3	12	1/x ^{1/2}	4.6	1.4	10	x ²
Ul	0.3*	57.1	6	1/x ^{1/2*}	0.4*	65.8	13	1/x*	9.5*	0.1	11	1/x ^{1/2*}
nT	0.0	91.5	7	1/x	3.0*	6.2	8	1/x ^{1/2*}	0.8*	53.5	8	1/x*
Tiefe	0.2	69.9	10	lnx	7.8	0.2	10	x ^{1/3}	2.7	7.1	12	x ^{1/2}
Km	34.0*	0.01	8	1/x ^{1/2*}	5.1*	1.1	11	1/x ^{1/2*}	5.4*	0.7	13	1/x*

* Transformation mit größter Annäherung an Normalverteilung – vgl. Abs. 4.5.3.1.

Tabelle 4.5.3.3.

Ansatz I:

Die Trennleistung von Variablenkombinationen (P ≤ 15%) zur Trennung der Fließgewässergruppen FGF (n = 8) und FGR (n = 11), bestimmt anhand von WILKS Λ und der Zahl (%) richtig zugeordneter „Testgewässer“ (n = 11); X = Beteiligung an Kombination.

Variable	F-Wert	HK	Variablenkombination		
			1	2	3
Leitfähigkeit	6.4	2	x		
Mg ²⁺	6.3	2		x	
Cl ⁻	6.1	2			x
Anzahl Pfl.-ges.	3.5	5	x	x	x
Fließgeschwindigkeit	2.3	3	x	x	x
WILKS Λ × 10 ⁻³ :			551	540	588
Vorhersagegüte (%):			89	89	89

tieren – trotz erhöhtem WILKS Λ – mit Trefferquoten von 65 bzw. 69% – anwendbare Vorhersagemodelle für die Unterscheidung der verschiedenen Stillwasserbiotope der Aue.

Ansatz III: „Bewertung“ der Augewässer

Für den „Bewertungs“-Ansatz wird ein strenges Signifikanzniveau von 1% angelegt. Nitratgehalt und pH der Gewässer entfallen als Bewertungskriterien.

Umland-Einstufung (Ul) und Entfernung zur Aue (Km) kommen wegen mangelnder Normalverteilung für die Modellbildung nicht in Frage. Sie korrelieren mit dem Cl⁻-gehalt der Gewässer (s. Ansatz III).

Die Modellgüte der Kombinationen 1 bis 5 (Tab. 4.5.3.5.) nimmt mit den abnehmenden F-Werten der verwendeten artbezogenen Variablen ab, WILKS Λ nimmt zu. Ohne Verwendung einer der Art-bezogenen Parameter (Kom-

bination 6) fällt die Modellgüte unter 50%. Nur Kombinationen mit der Anzahl Arten (nL mit dem höchsten F-Wert) liefern Trefferquoten von 83% und mehr. Kombination 8 ergibt die beste Vorhersagegüte (86%) mit dem niedrigsten WILKS Λ (Tab. 4.5.3.5).

4.5.3.6. Die optimalen Modellfunktionen

Die optimalen Diskriminanzfunktionen ergeben die ökologischen Modelle I – III (Tab. 4.5.3.6.). Die Funktion des I. Modells ist linear (P = 0.03%). Im II. Modell liegt 93% der Gesamtvarianz auf der 1. Dimension mit P = 1.8% (Funktion D_{IIA}), 7% auf der 2. (P = 64.8%). Der Zusammenhang ist zweidimensional. Die zweite Dimension wird von einer eigenen Funktion beschrieben (D_{IIb}). Die 1. Diskriminanzdimension des Modells III

Tabelle 4.5.3.4.

Ansatz II:
Die Trennleistung von Variablenkombinationen (P ≤ 6%) zur Trennung der Stillgewässergruppen AW (n = 14), DGG (n = 14) und TPG (n = 8), bestimmt anhand von WILKS Λ und der Zahl (%) richtig zugeordneter „Testgewässer“ (n = 16); X = Beteiligung an Kombination.

Variable	F-Wert	HK	Variablenkombination			
			1	2	3	4
Gewässertiefe (m)	7.8	8	x	x	x	
Gewässerfläche (ha)	3.5	9	x		x	x
Nitratgehalt (mg/l)	3.2	2/14	x	x		x
WILKS $\Lambda \times 10^{-3}$:			596	611	659	721
Vorhersagegüte (%):			53	53	65	69

Tab. 4.5.3.5.

Ansatz III:
Die Trennleistung von Variablenkombinationen (P ≤ 1%) zur Trennung der drei Bewertungsgruppen 1 (n = 13), 2 (n = 25) und 3 (n = 26), bestimmt anhand von WILKS Λ und der Zahl (%) richtig zugeordneter „Testgewässer“ (n = 29); X = Beteiligung an Kombination.

Variable	F-Wert	HK	Variablenkombination								
			1	2	3	4	5	6	7	8	
Anzahl lebender Wassermolluskenarten	61.2	1	x							x	x
Diversität	57.9	1		x							
Anzahl „Rote-Liste-Arten“	46.5	1									
Anzahl „rare und seltene Arten“	25.3	1									
Anzahl Wassermolluskengesellschaften	16.8	1					x				
Chloridgehalt (mg/l)	8.4	2/5	x	x	x	x	x	x			x
Gewässerfläche (ha)	7.3	3							x	x	x
WILKS $\Lambda \times 10^{-3}$:			287	296	350	418	582	617	285	240	
Vorhersagegüte (%):			83	76	76	59	55	48	83	86	

vereint 98% der Gesamtvarianz auf sich mit P = 0% (P der 2. Dim. = 11%). Diese formal zweidimensionale Funktion läßt sich auf eine lineare, eindimensionale Funktion reduzieren (Abs. 2.3.3.).

Durch Einsetzen der entsprechenden Werte eines Gewässers wird die Diskriminante (D) errechnet. Sie liegt auf einer durch die Funktion be-

schriebenen Geraden (Modelle I und II) oder im zweidimensionalen Raum (Modell II).

4.5.3.7. Die Zuordnung von Gewässern

Die oben beschriebenen ökologischen Modelle können nur zusammen mit Gruppenmittelwerten (sogenannten Centroiden) angewandt wer-

Tabelle 4.5.3.6.

Die optimalen Modellfunktionen; (%GV = % der Gesamtvarianz)

Modell	Diskriminanzfunktion ökologisches Modell	% GV
I	$D_I = (0.443 \times 10^{-6}/v^2) - (0.857 \times Cl^{1/3}) - (0.516 \times nPG^{1/2});$	100
II	$D_{IIA} = (0.718 \times \ln NO_3^-) + (0.696 \times \ln ha);$ (1. Dimension)	93
	$D_{IIb} = - (0.759 \times \ln NO_3^-) + (0.651 \times \ln ha);$ (2. Dimension)	7
III	$D_{III} = (0.689 \times nL^{2/3}) - (0.701 \times \ln Cl^-) + (0.186 \ln ha);$	98
Ziele:	I: Fließ- bzw. II: Stillgewässertrennung; und III: Gewässerbewertung	

den. Die Lage der Diskriminanten im ein-/zweidimensionalen Raum bestimmen über den minimalen Abstand der Gewässer zu den Centroiden deren Gruppenzugehörigkeit (Tab. 4.5.3.7.).

Tabelle 4.5.3.7.

Die Centroidenwerte der Modelle I – III (Abk., s. Abs. 8.3.)

Modell	Centroide (C)		Trennwerte (T)		
	C ₁	T ₁	C ₂	T ₂	C ₃
I	-2.71 (FGR-VTD)	-1.35	-3.61 (FGF-PGF)		
II _A	-0.73 (TPG-VAG)		-0.38 (DGG-VPG)		1.65 (AW-RGG)
II _B	-1.73		-1.03		-1.35
III	2.08 (BWG 1)	1.28	0.48 (BWG 2)	-0.40	-1.28 (BWG 3)

Tab. 4.5.3.7. zeigt die Centroide der ökologischen Modelle I – III. Die Centroide kennzeichnen die Gewässergruppen mit ihren Wassermoluskengesellschaften (in Klammern). Die Trennwerte (T) einzelner Gruppen werden (im zweidimensionalen Fall) über den halben Abstand zwischen zwei Centroiden ermittelt.

In Abb. 4.5.3.1./2./3. ist die Lage einiger zufällig ausgewählter Gewässer zu ihren Centroiden im ein-/zweidimensionalen Diskriminanzraum dargestellt. Die Centroide zur Trennung der Fließwassergruppen (FGR/ VTD u. FGF/ PGF) liegen weit auseinander (Abb. 4.5.3.1.), nur wenige Gewässer werden falsch zugeordnet.

Aus Abb. 4.5.3.2. wird die geringe Vorhersagegüte des Stillgewässermodelles (II) deutlich. Die Centroide von DGG (mit VPG) und TPG (mit VAG) liegen nahe beieinander. Diese Gewässer unterscheiden sich anhand der gemessenen Variablen wenig – AW (mit RGG) ist deutlich abgrenzbar.

Die Gewässer der Bewertungsgruppe 1 setzen sich deutlich von jenen der Bewertungsgruppen 2 und 3 ab (Abb. 4.5.3.3.).

4.5.4. Die ökologischen Modelle

4.5.4.1. Modell I: Unterscheidung der Fließwassergesellschaften

Der **Chloridgehalt (Cl)** des Wassers, die **Anzahl Pflanzengesellschaften (nPG)** und die **Fließgeschwindigkeit (v)** sind die Leitfaktoren für die Verbreitung der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau und der Pisidien-Gesellschaft der fossilen Aue (Tab. 4.5.4.1.). Zum Vergleich sind in Abb. 4.5.4.1. die Mittelwerte gegenübergestellt (mit den entsprechenden Variablen der Bergbäche, Tab. 4.1.6.). In Abb. 4.5.4.2. sind die zur Trennung der beiden durch VTD und PGF gekennzeichneten Fließgewässergruppen FGR und FGF zur Modellbildung verwendeten Variablen aufgetragen (Tab. 4.5.3.3.).

Der **Chloridgehalt (Cl)** steht an erster Stelle. Er gilt als gutes Maß für anthropogene Belastung und ist in den Fließgewässern der rezenten Aue (FGR) bedeutend geringer (im 28.3 mg/l) als in jenen der fossilen Aue (FGF) (47.5 mg/l). In der fossilen Aue tritt neben diffusen Nährstoffeinträgen über die Felder die direkte Einleitung häuslicher Abwässer in die als Vorfluter genutzten Gräben und Flüsse hinzu (z. B. Gew. 2, 30, 73 und 99). Die Gräben im Alburger Moos (Gew. 66-76) erhalten einen zusätzlichen natürlichen Ioneneintrag aus Hangquellen der Hochterrassenkante zwischen Rinkam und Straubing.

Die **Anzahl Wasserpflanzengesellschaften (nPG)** ist die zweitwichtigste Variable. Die eutrophen Gräben und Flüsse der fossilen Aue (FGF) führen im Durchschnitt doppelt so viele Wasserpflanzengesellschaften wie die der rezenten Aue (FGR) (s. Tab. 4.3.2.5. und Tab. 4.3.2.7.). Die Donau und viele ihrer Nebengewässer (z. T. stark vom Ausräumeffekt der Hochwässer beeinflusste Altwässer, z. B. Gew. 45 und 48) sind makrophytenfrei (Abb. 4.5.4.2.). Nur der Wiesentableiter (Gew. 23) fällt mit 6 Wasserpflanzengesellschaften aus der Reihe. Seine Besiedlung mit Arten aus VTD ist schwach (s. Tab. 4.3.2.1.).

Die Anzahl der Wasserpflanzengesellschaften kann indirekt zu dem Anteil Hartsubstrat im Gewässer in Bezug gesetzt werden: In FGR do-

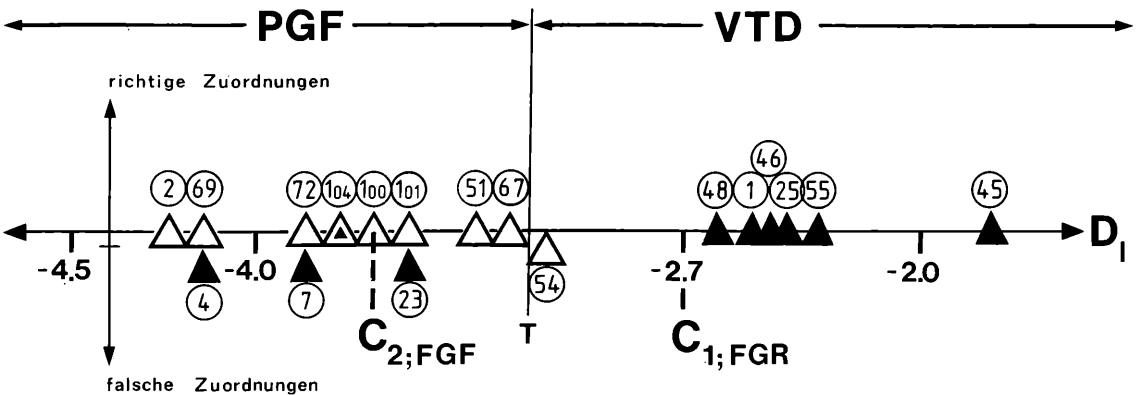


Abbildung 4.5.3.1.

Die Lage der Centroide (C), des Trennwerts (T) und der Diskriminanten zufällig ausgewählter Fließgewässer der Aue im ein-dimensionalen Diskriminanzraum zur Trennung der Fließwassergruppen der Aue (▲ = FGR mit VTD; △ = FGF mit PGF): Modell I

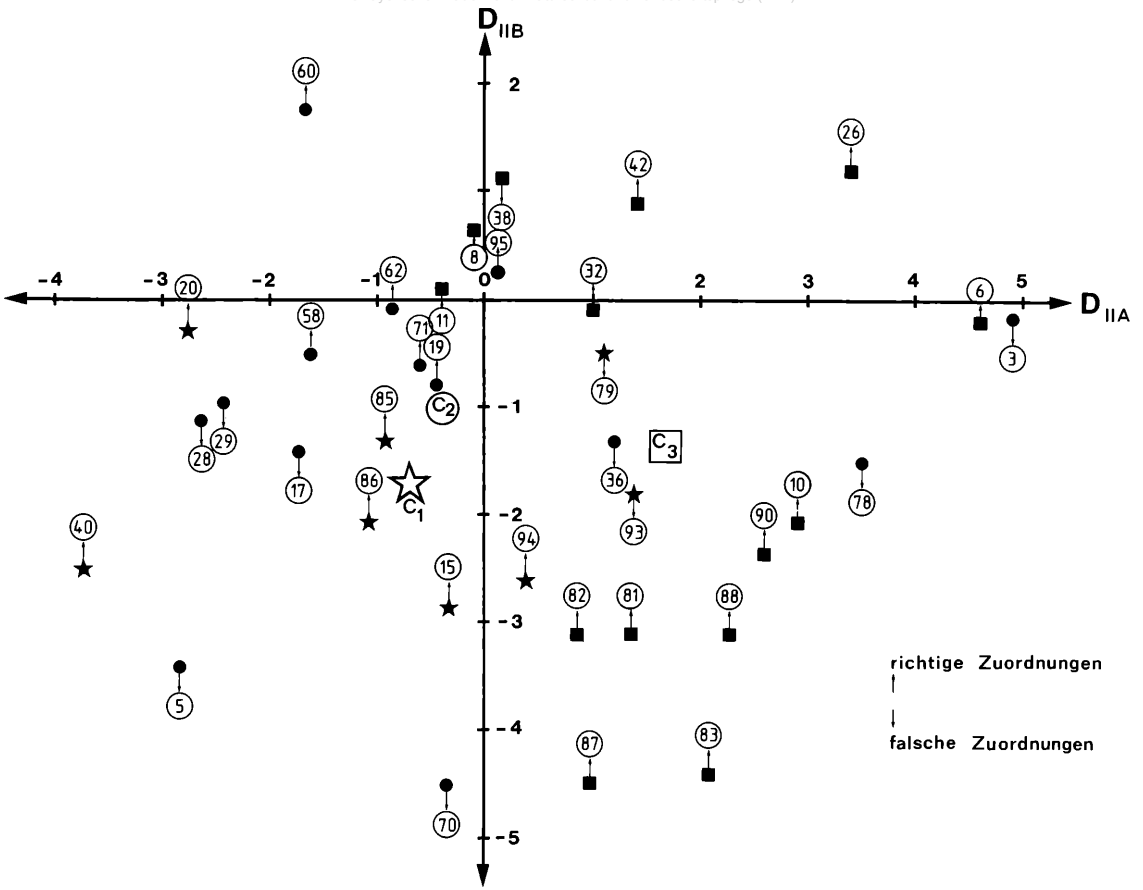


Abbildung 4.5.3.2.

Die Lage der Centroiden ($C_1 = \text{TPG}$; $C_2 = \text{DGG}$; $C_3 = \text{AW}$) und der Diskriminanten ($\blacksquare = \text{AW mit RGG}$; $\bullet = \text{DGG mit VPG}$; $\star = \text{TPG mit VAG}$) zufällig ausgewählter Gewässer im 2-dimensionalen Diskriminanzraum zur Trennung der Stillwassergruppen der Aue: Modell II

minieren Schlick, fester erdiger Schlamm, Sand, Kies, Steine und Blöcke als Hart-, in FGF Pflanzen und Faulschlamm als Weichsubstrate. Dies entspricht den Strömungsverhältnissen und den Habitatansprüchen der gesellschaftsbildenden Arten (s. Artenformeln in Tab. 4.3.2.1.) Die **Fließgeschwindigkeit** (v) wird als dritte Variable herangezogen. Die Durchschnittswerte sind fast identisch, aber die Variationsbreiten sehr verschieden (s. Extremwerte und Varia-

tionskoeffizienten, Tab. 4.5.4.1.). Die Fließgeschwindigkeit schwankt in den durch VTD gekennzeichneten Gewässern (FGF) zwischen 0 und 0.85 m/s sehr; in den FGF (mit PGF) ist sie dagegen relativ konstant um 0.2 m/s. Die große Schwankungsbreite in der rezenten Aue (FGF) hängt mit der strukturellen Vielfalt der zugehörigen Gewässer (Donau, Nebenflüsse und Altwässer) zusammen: in den Flüssen wurden hohe Fließgeschwindigkeiten gemessen, während die

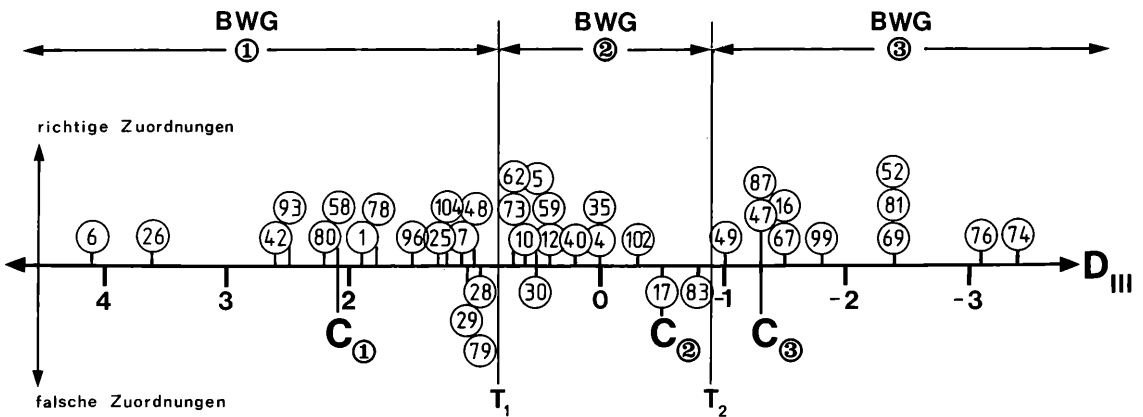


Abbildung 4.5.3.3.

Die Lage der Centroiden ($C_1 = \text{BWG 1}$; $C_2 = \text{BWG 2}$; $C_3 = \text{BWG 3}$; BWG = Bewertungsgruppe), der Trennwerte (T) und der Diskriminanten zufällig ausgewählter Gewässer im eindimensionalen Diskriminanzraum zur Bewertung von Augewässern: Modell III

Tabelle 4.5.4.1.

Modell I: Durchschnittswerte (m) der für die Trennung der Fließwassertypen entscheidenden Variablen; $\pm s_m$ = Standardabweichung; E = Extremwerte; V = Variationskoeffizient.

Gewässertyp:		FGR mit VTD (n = 12) ▲	FGF mit PGF (n = 18) △
M O D E L L I	Chlorid: (mg/l)	m = 28.3 E: 15.6 – 63 $\pm s_m = 4.6$ V = 56.7%	m = 47.5 E: 20.5 – 83 $\pm s_m = 4.4$ V = 150%
	nPG:	m = 1.2 E: 0 – 6 $\pm s_m = 0.5$ V = 150%	m = 2.5 E: 1 – 5 $\pm s_m = 0.3$ V = 58.6%
	v (m/s):	m = 0.20 E: 0 – 0.85 $\pm s_m = 0.08$ V = 142%	m = 0.19 E: 0 – 0.45 $\pm s_m = 0.03$ V = 62.6%
Entfernung zur rezenten Aue (Km)		m = 0.06 E: 0 – 0.70 $\pm s_m = 0.06$ V = 334%	m = 3.12 E: 0.03 – 5.3 $\pm s_m = 0.38$ V = 51.0%

Altwässer bei stehendem Niedrigwasser untersucht wurden. FGF setzt sich einheitlich aus träge fließenden Bächen und Flüssen der Ebene zusammen. Die geringe Strömung und die Eutrophierung verbunden mit hoher pflanzlicher Produktion, führen zu starker Sedimentation und Entstehung von detritusreichem Bodensubstrat und Faulschlamm.

Das mit Cl⁻, nPG und v aufgestellte ökologische Modell I vermag zu 89% die in einem Fließgewässer der Aue zu erwartende Wassermollus-

kengesellschaft vorherzusagen. In die Diskriminanzfunktion zur Vorhersage über die Zugehörigkeit eines „neuen“ Fließgewässers zur FGR (mit VTD) oder FGF (mit PGF) gehen Cl⁻ und nPG gegenüber v negativ ein (s. Tab. 4.5.3.6.). Mit steigendem Cl⁻-Gehalt, zunehmender nPG und abnehmender v rückt die Diskriminanz immer näher an das Centroid (Abb. 4.5.3.1.) von FGF (mit PGF). Die Fließgeschwindigkeit geht sehr schwach in die Formel (0.443×10^{-6}) ein, d. h. das Modell ließe sich vermutlich ohne großen

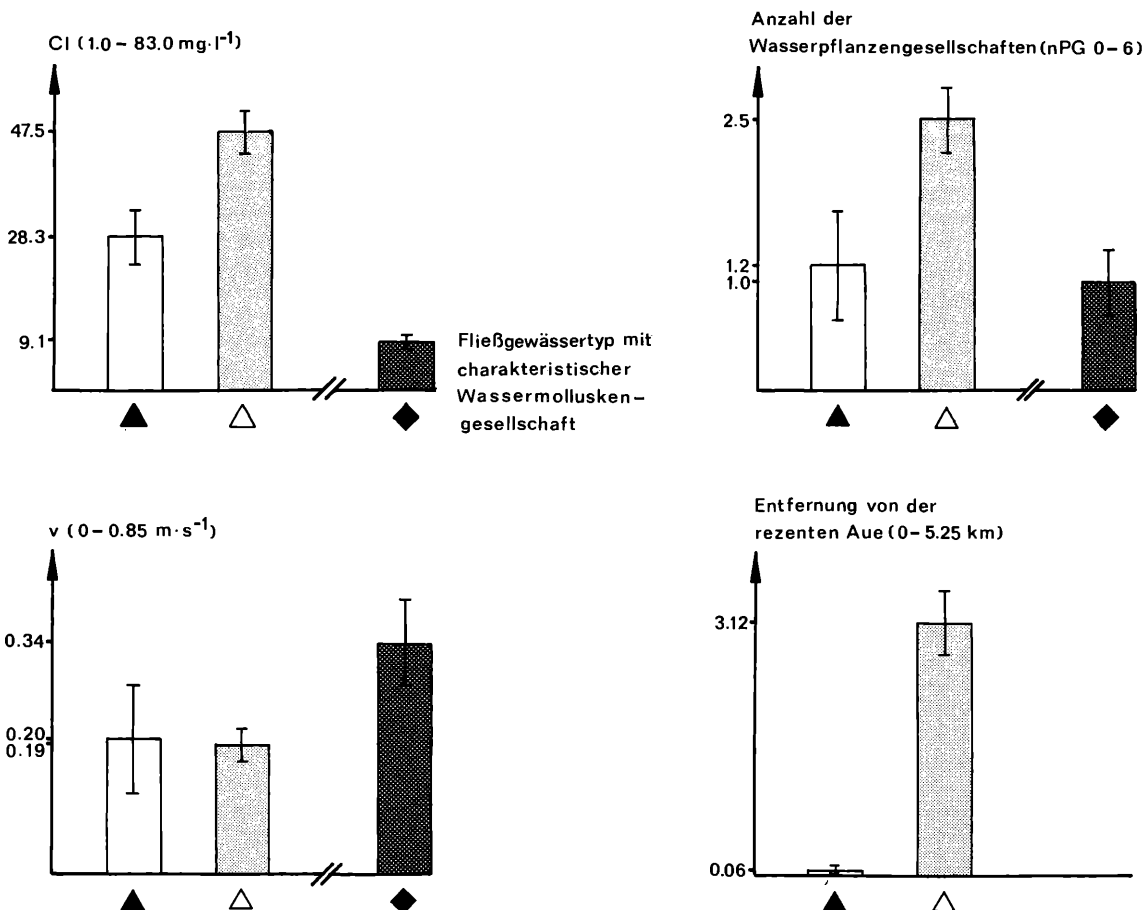


Abbildung 4.5.4.1.

Gegenüberstellung der Mittelwerte der zur Trennung der Fließwassertypen der Aue entscheidenden Variablen (▲ = FGR mit VTD; △ = FGF mit PGF); Modell I; (mitaufgenommen die entsprechenden Werte der Bergbäche mit MMG = ◆, Tab. 4.1.6.).

Fehler auf Cl^- und nPG reduzieren. Die Fließgeschwindigkeit trägt trotzdem wesentlich zur Interpretation bei.

Die **Entfernung von der rezente Aue (Km)** ist der bedeutendste, jedoch auf Grund mangelnder Normalverteilung nicht zur Modellbildung herangezogene Standortfaktor. Sie trennt VTD und PGF hoch signifikant und eindeutig (s. Tab. 4.5.3.2., Tab. 4.5.4.1. und Abb. 4.5.4.1.). Aus Abb. 4.5.4.3. wird die Bedeutung der Flußdynamik der Donau für das Vorkommen der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau abgeleitet. Die bereits in Abb. 4.3.2.4. erkennbare Verteilung von VTD auf die rezente und PGF auf die fossile Aue kommt klar zum Ausdruck.

Die in der rezente Aue gelegenen Gewässer sind einer Fülle von Standortfaktoren ausgesetzt, die nicht gemessen wurden. Hierzu gehören z. B. die Dauer von Hochwasserereignissen und deren extremen Strömungskräften, die insbesondere der Verschlammlung von Substraten entgegenwirken, Altwässer ausräumen und den Verlandungsprozeß verzögern bzw. im Stadium zurücksetzen („reset-mechanism“, VANNOTE et al., 1980: 135). Auf diese Weise bleiben häufig überschwemmte und durchströmte Altwässer (z. B. Gew. 45, 46 und 48) für Flußarten bewohnbar, Makrophyten können nicht Fuß fassen, Stillwasserarten dringen nicht ein (Abb. 4.5.4.3.).

Die Kombination der vier Leitfaktoren ergibt folgende Zusammenhänge:

- Die **Verarmte Theodoxus Gesellschaft der Donau (VTD)** lebt in den Fließgewässern der rezente Aue (FGR). Die Leitfaktoren sind: relativ geringe Belastung (niedrige Cl^- -Gehalte), stark variierende Strömung ($v = 0 - \text{ca. } 0.85 \text{ m/s}$) und Hartsubstrate (wenige bis keine Wasserpflanzen).
- Die **Pisidien-Gesellschaft der fossilen Aue (PGF)** ist ganz auf die langsam fließenden ($v = \text{um } 0.2 \text{ m/s}$) Gräben und Bäche der fossile Aue (FGF) beschränkt. Ihre starke Eutrophierung und Belastung (hohe Cl^- -Gehalte) hat eine üppige Vegetation und Faulschlammabildung (Weichsubstrate) zur Folge.

4.5.4.2. Modell II: Unterscheidung der Stillwassergesellschaften

Für die Trennung der Stillgewässer sind 2 Standortfaktoren am besten geeignet: **Gewässerfläche (ha)** und **Nitratgehalt (NO_3^-)**. Ihre Durchschnittswerte und die aller noch in Frage (s. Tab. 4.5.3.2.) kommenden Parameter sind in Tab. 4.5.4.2. und Abb. 4.5.4.4. gegenübergestellt: Gewässertiefe, Entfernung von der rezente Aue (Km), Anzahl der Wassermolluskenarten (nL) und Anzahl der Wassermolluskengesellschaften (nMG). Die Unterschiede in der Artenzahl und der Anzahl der Gesellschaften sind gering.

Die **Gewässerfläche (ha)** dient als Maß für die Wahrscheinlichkeit des Austrocknens der Gewässer – in Zusammenhang mit der Gewässer-

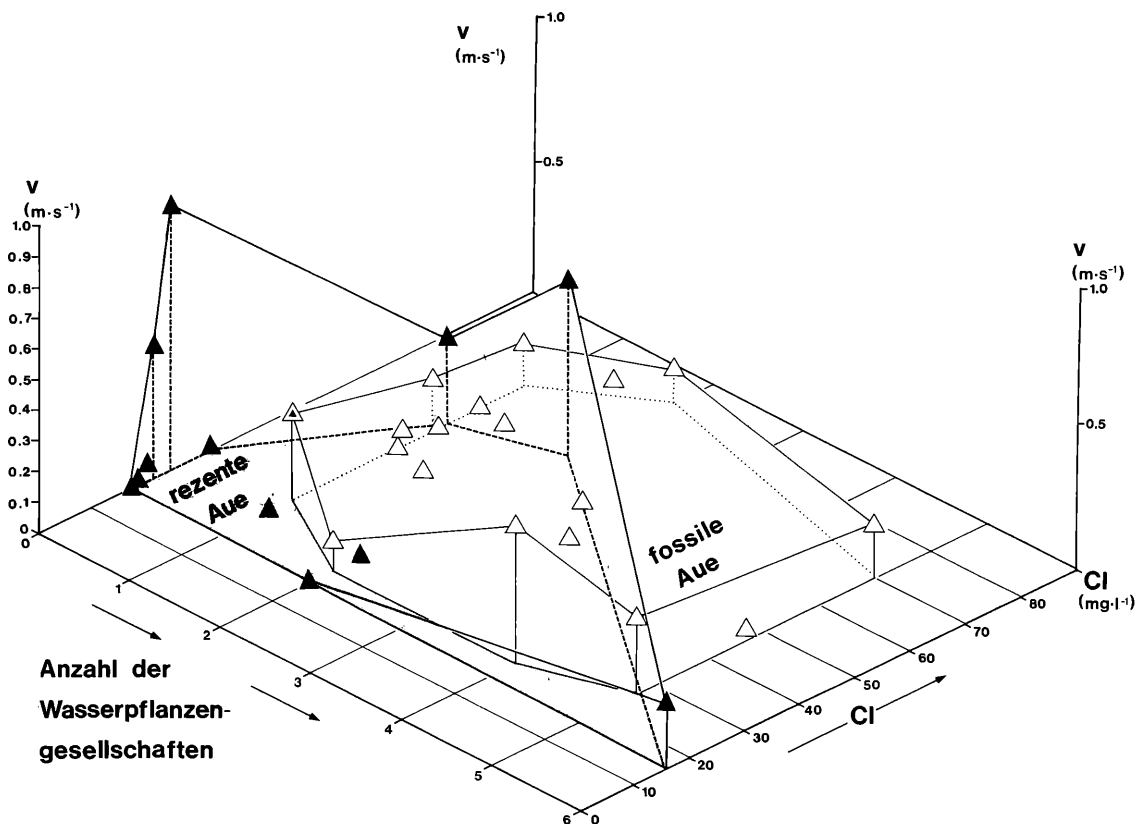


Abbildung 4.5.4.2.

Die Trennung der beiden Fließwassergesellschaften der Aue anhand der Anzahl der Wasserpflanzengesellschaften (nPG), des Chloridgehalts (Cl^-) und der Fließgeschwindigkeit (v) in den durch sie charakterisierten Fließwassertypen (Abb. 4.3.2.4.):

▲ = FGR: Verarmte Theodoxus-Gesellschaft der Donau und ihrer Nebengewässer (VTD)

△ = FGF: Pisidiengesellschaft der Fließgewässer der fossilen Aue (PGF)

▲ = Gew. 104: Große Laaber Mündung mit VTD und PGF (vgl. Abb. 4.3.2.4.)

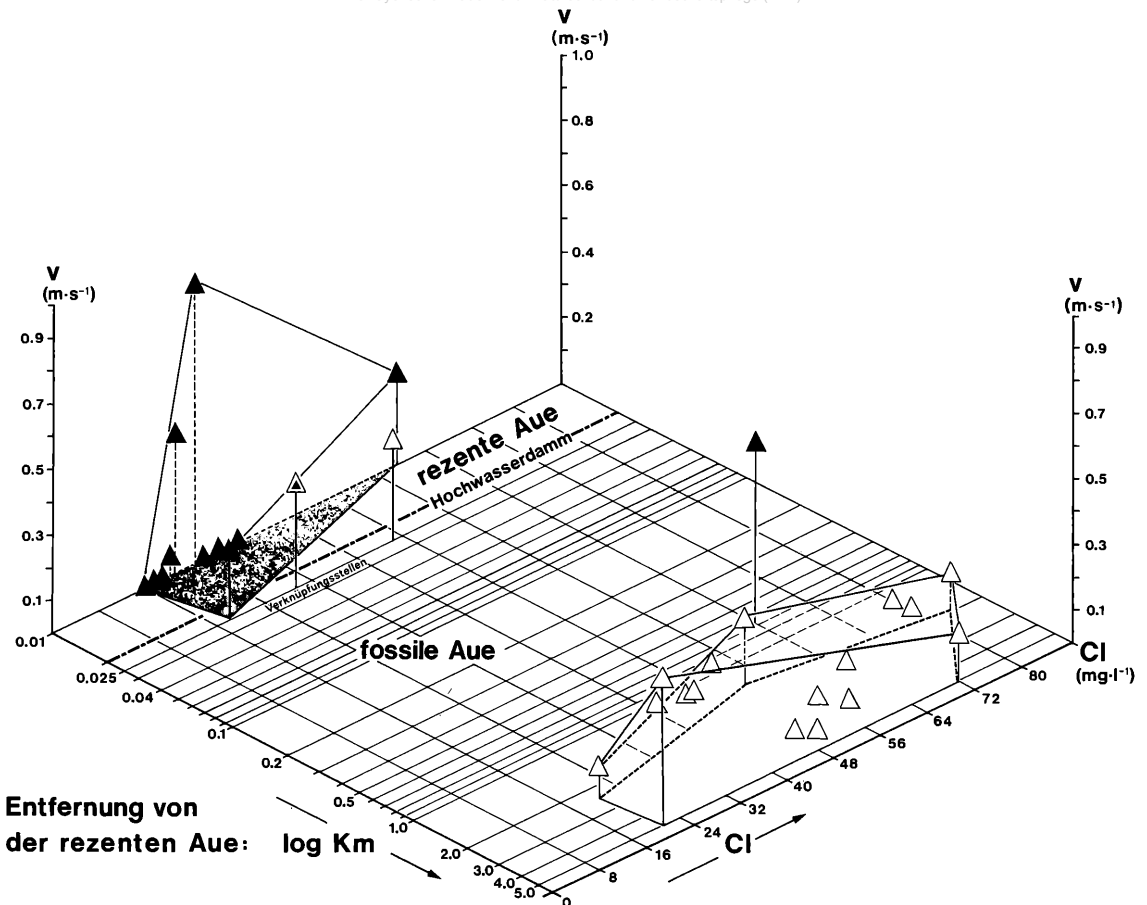


Abbildung 4.5.4.3.

Die Trennung der beiden Fließwassergesellschaften der Aue anhand der Entfernung der Gewässer von der rezenten Aue (Km) als Ausdruck für nicht gemessene Faktoren der Flußdynamik, des Chloridgehalts (Cl) und der Fließgeschwindigkeit (v) der durch sie charakterisierten Fließwassertypen (vgl. Abb. 4.3.2.4.):

- ▲ = FGR: Verarmte Theodoxus-Gesellschaft der Donau und ihrer Nebengewässer (VTD)
- △ = FGF: Pisidiengesellschaft der Fließgewässer der fossilen Aue (PGF)
- ≡ = Gew. 104: Große Laaber Mündung mit VTD und PGF (vgl. Abb. 4.3.2.4.)

tiefe (s. u.). Die Tümpel (TPG) sind kleinflächig, abgesehen von Gew. 79 und 80 (1.6 bzw. 4.1 ha) und deutlich getrennt von den Altwässern (AW) und Gießen (DGG), die sich in der Fläche kaum unterscheiden. AW und DGG sind bis zu 30/31 ha (Gew. 6 und 26) und mehr groß (Gew. 3 = 37.5 ha). Unter DGG sind einige Kleingewässer (z. B. Gew. 5 und 70 mit 0.01 bzw. 0.03 ha) (Abb. 4.5.4.4. und Abb. 4.5.4.5.).

Der Nitratgehalt (NO_3^-) der Gewässer trennt TPG deutlich von AW, weniger von DGG (s. Abb. 4.5.4.5.). Er gibt Auskunft über die anthropogene Belastung der Gewässer v. a. durch die Landwirtschaft. Abb. 4.5.4.5. zeigt die durch RGG, VPG und VAG gekennzeichneten Stillgewässer in Abhängigkeit von Gewässerfläche (ha) und NO_3^- gehalt des Wassers.

Mit nur einer Variablen wären die drei Gewässertypen kaum zu unterscheiden. DGG (7.1 mg/l) haben im Mittel nur doppelt so viel Nitrat wie TPG (3.4 mg/l), AW (23.4 mg/l) dagegen mehr als dreimal so viel wie DGG. Bei der Fläche zeigt sich dies noch deutlicher. Fast identische Durchschnittsflächen (4.2 bzw. 4.4 ha) haben DGG und AW, TPG sind im Gegensatz dazu mit nur 0.6 ha bedeutend kleiner.

Erst das zweidimensionale ökologische Modell II (Tab. 4.5.3.6.) vermag zu 69% die in einem Stillgewässer der Aue zu erwartende Wassermolluskengesellschaft bzw. die Zugehörigkeit eines „neuen“ Stillgewässers zu AW (mit RGG), DGG (mit VPG) oder TPG (mit VAG) vorherzusagen (Tab. 4.5.3.4.). In die 1. Dimension gehen ha und NO_3^- positiv ein, d. h. mit zunehmender Gewässerfläche nimmt die Nitratkonzentration zu, die Diskriminante rückt näher an das Centroid von AW. Erst in der 2. Dimension wirken ha und NO_3^- antagonistisch, d. h. mit steigendem NO_3^- -Gehalt nimmt die Fläche ab, die Diskriminante nähert sich dem Centroid von DGG. Sind beide Parameter klein, rückt die Diskriminante an das Centroid von TPG (s. Tab. 4.5.3.7. und Abb. 4.5.3.2.). Da sich TPG und DGG im Vergleich zu AW wenig unterscheiden, sind 2 Dimensionen zur Trennung der 3 Gewässertypen notwendig. Erst in der 2. Dimension werden TPG und DGG durch die Fläche unterschieden (Tab. 4.5.3.6.), ihre Centroide liegen nahe beieinander, aber weit vom AW-Centroid entfernt (Abb. 4.5.3.2.).

Zur eindeutigen Trennung von TPG und DGG wären weitere Parameter notwendig, z. B.:

Tabelle 4.5.4.2.

Modell II: Mittelwerte (m) der zur Trennung der Stillwassertypen entscheidenden Variablen; $\pm s_m$ = Standardabweichung von m; E = Extremwerte; V = Variationskoeffizient; n = Anzahl Gewässer; tr. = trocken; JFS = JUNGBLUTH et al. (1986)-Aufnahmen (s. Abs. 2.1.5.)

Gewässertyp:		AW mit RGG ■	DGG mit VPG ●	TPG mit VAG ★
M O D E L L	Fläche: (ha)	m = 4.4 $\pm s_m = 1.9$ E: 0.08 – 31.0 V = 202% n = 21	m = 4.2 $\pm s_m = 2.1$ E: 0.01 – 37.5 V = 227% n = 20 + 1 tr.	m = 0.6 $\pm s_m = 0.3$ E: 0.01 – 4.1 V = 200% n = 11 + 3 tr.
	Nitrat: (mg/l)	m = 23.4 $\pm s_m = 5.5$ E: 0.4 – 84.2 V = 108.3% n = 21	m = 7.1 $\pm s_m = 2.3$ E: 0.1 – 29.5 V = 145.3% n = 20	m = 3.4 $\pm s_m = 0.9$ E: 0.2 – 8.7 V = 86.4% n = 11
Gewässertiefe		m = 1.1 $\pm s_m = 0.13$ E: 0.1 – 2.8 V = 53.5% n = 21	m = 0.5 $\pm s_m = 0.08$ E: 0 – 1.0 V = 66.6% n = 20 + 1 tr.	m = 0.3 $\pm s_m = 0.08$ E: 0 – 1.0 V = 90.5% n = 11 + 3 tr.
Entfernung von der rezenten Aue (Km)		m = 0.40 $\pm s_m = 0.13$ E: 0 – 1.8 V = 154% n = 21	m = 0.97 $\pm s_m = 0.21$ E: 0 – 3.25 V = 98.2% n = 20 + 1 tr.	m = 0.23 $\pm s_m = 0.09$ E: 0 – 0.8 V = 140% n = 11 + 3 tr.
Anzahl Wassermolluskenarten – lebend (nL)		m = 7.8 $\pm s_m = 0.7$ E: 4 – 18 V = 40.1% n = 21 + 2 (JFS)	m = 11.0 $\pm s_m = 0.7$ E: 6 – 19 V = 32.2% n = 21 + 2 (JFS)	m = 9.4 $\pm s_m = 0.9$ E: 3 – 20 V = 44% n = 14 + 9 (JFS)
Anzahl Wassermollusken- gesellschaften (nMG)		m = 0.8 $\pm s_m = 0.1$ E: 0.5 – 1.5 V = 43.2% n = 21 + 2 (JFS)	m = 1.3 $\pm s_m = 0.1$ E: 0.5 – 2.0 V = 38.7% n = 21 + 2 (JFS)	m = 1.3 $\pm s_m = 0.2$ E: 0.5 – 3.5 V = 55.2% n = 14 + 9 (JFS)

Die **Gewässertiefe (m)** trennt mit höchster Signifikanz die Stillgewässertypen (s. Tab. 4.5.3.2.), erbringt jedoch eine schlechtere Vorhersage (65%) als ha und NO_3^- (69%) bei der Modellentwicklung (Tab. 4.5.3.4.). Der Zusammenhang zwischen Fläche und Tiefe ist in Abb. 4.5.4.4. und Abb. 4.5.4.6. dargestellt. Wie in Abb. 4.5.4.5. unterscheiden sich AW und DGG nicht in der Fläche (ha), in der Tiefe jedoch wesentlich: DGG sind im Mittel (0.5 m) nur halb so tief wie AW (1.1 m). TPG setzen sich wiederum sowohl flächenmäßig als auch in der Tiefe (im Durchschnitt 0.3 m) von DGG und AW ab.

Die **Entfernung von der rezenten Aue (Km)** trennt TPG, DGG und AW mit dem zweithöchsten F-Wert, darf aber wegen mangelnder Normalverteilung nicht zur Modellbildung herangezogen werden. Sie ist Ausdruck für nicht gemessene Parameter der Auendynamik der rezenten Aue (Abb. 4.5.4.4. u. Abb. 4.5.4.7.). TPG (mit VAG) sind deutlich auf die rezente, DGG (mit VPG) auf die fossile Aue konzentriert – beide mit wenig NO_3^- , DGG großflächiger als TPG. AW (mit

RGG) sind auf die ganze Aue verteilt mit hohen NO_3^- -werten und meist großflächig.

Die Kombination der vier Leitfaktoren ergibt folgende Zusammenhänge:

- **Die Radix auricularia – Gyraulus albus-Gesellschaft (RGG)** lebt meist in großflächigen Altwässern (AW), die mit Tiefen um 1m und mehr sehr selten austrocknen. Sie sind überwiegend in der rezenten Aue gelegen (s. Abb. 4.3.3.4.) und führen Oberflächenwasser mit hohen Nitratkonzentrationen.
- **Die Valvata cristata – Planorbis carinatus-Gesellschaft (VPG)** lebt in DGG: klein- bis mittelgroße dauerhafte Gießen in der fossilen Aue (s. Abb. 4.3.3.5.) mit geringen Nitratgehalten. Der starke Grundwassereinfluss hemmt den Eutrophierungs- und Verlandungsprozess.
- **Die Valvata macrostoma – Aplexa hypnorum-Gesellschaft (VAG)** lebt in TPG: regelmäßig austrocknende, seichte Kleingewässer (z. B. Gew. 33, 40), verlandende Altwässer (z. B. Gew. 79) oder Flachwasserzonen großflächig.

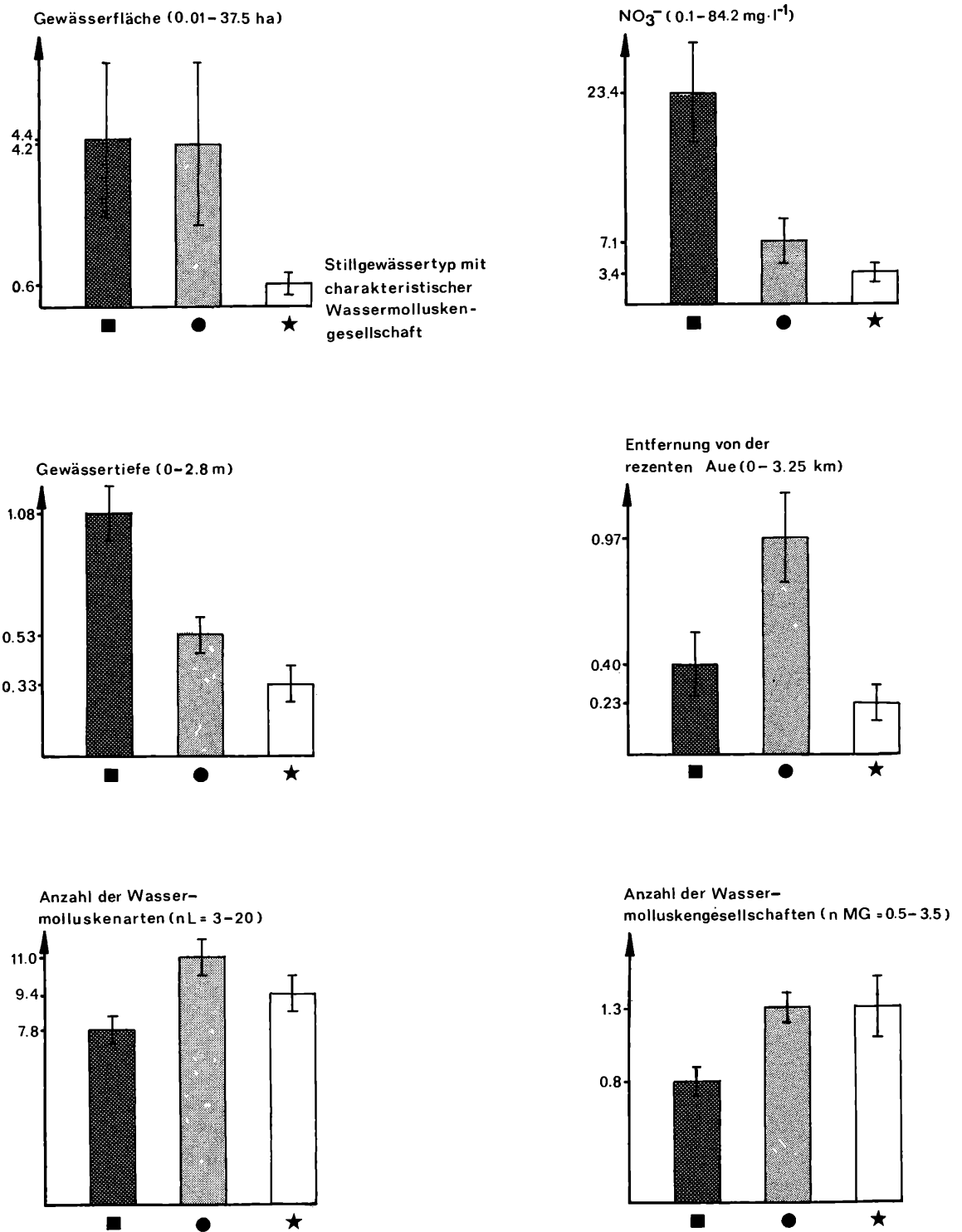


Abbildung 4.5.4.4.

Gegenüberstellung der Mittelwerte der zur Trennung der Stillgewässertypen der Aue entscheidenden Variablen (■ = AW mit RGG; ● = DGG mit VPG; ★ = TPG mit VAG); Modell II (Abk. s. Abs. 8.3).

ger Altwässer (z. B. Gew. 93) – alle mit geringen NO₃⁻-werten und meist in der rezenten Aue gelegen (s. Abb. 4.3.3.6).

4.5.4.3. Modell III: Unterscheidung der Bewertungsgruppen

Die Abgrenzung der drei Bewertungsgruppen (BWG) der Augewässer gelingt am sichersten mit der **Anzahl der lebend nachgewiesenen Wassermolluskenarten (nL)**, dem **Cl⁻-gehalt des Was-**

sers und der **Gewässerfläche (ha)**. Die Durchschnittswerte der Modellvariablen und der weiteren signifikant trennenden Variablen sind in Tab. 4.5.4.3. und Abb. 4.5.4.8. gegenübergestellt. Die **Artenzahl (nL)** korreliert mit den artbezogenen Parametern. Mit steigender nL nehmen H₅, E, nRL, nr+s und nMG zu (s. HK 1 in Tab. 4.5.2.3.). Die Gewässer der Bewertungsgruppe 1 setzen sich mit großen Artenzahlen deutlich von denen der Gruppen 2 und 3 ab. Der

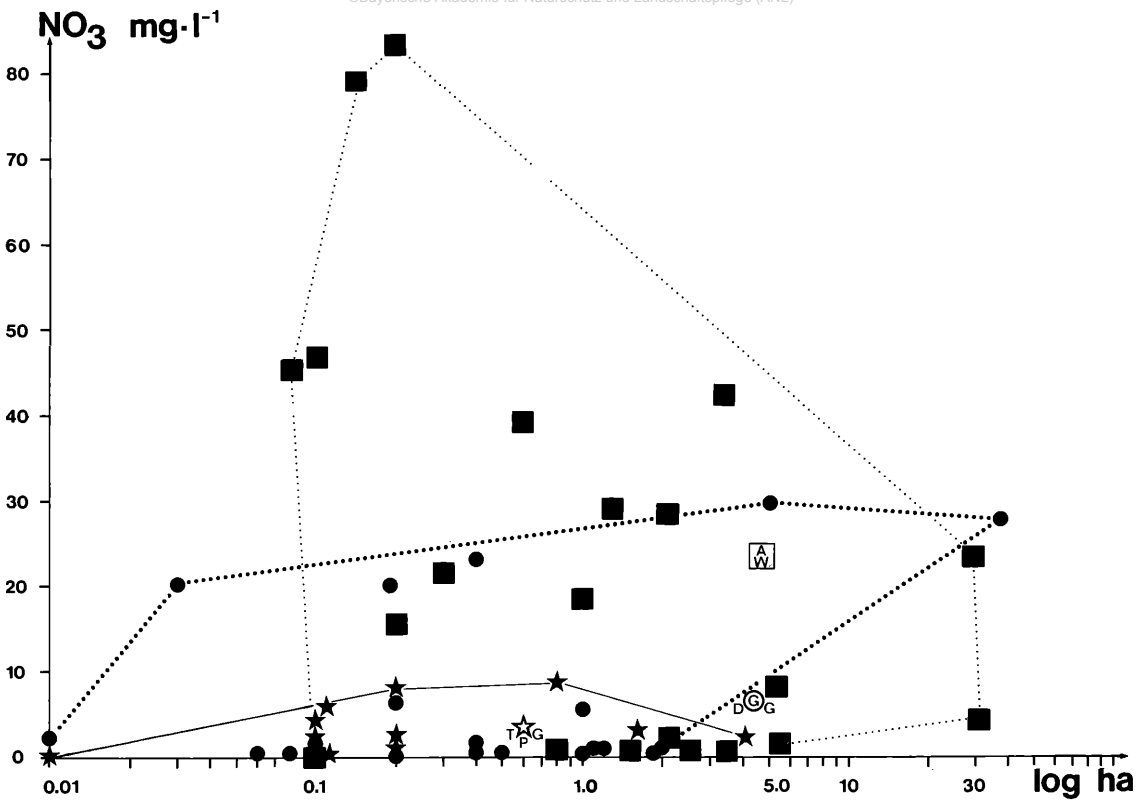


Abbildung 4.5.4.5.

Die Trennung der Stillwassergesellschaften der Aue anhand der Gewässerfläche (ha) und des Nitratgehalts (NO₃) der durch die Gesellschaften charakterisierten Gewässertypen (Tab. 4.3.3.1.), Mittelwerte für sich gekennzeichnet (Tab. 4.5.4.2.).

- : *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft (RGG) der Altwässer (AW)
- : *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft (VPG) der Gießen (DGG)
- ★: *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft (VAG) der Tümpel (TPG)

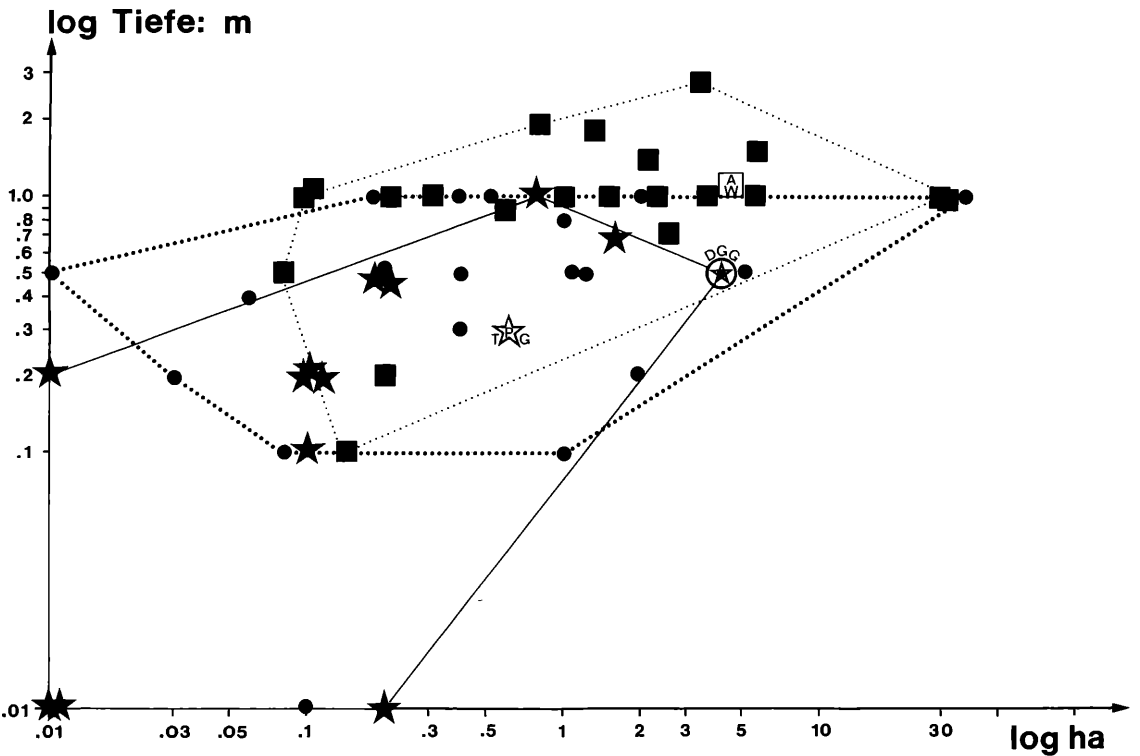


Abbildung 4.5.4.6.

Die Trennung der Stillwassergesellschaften der Aue anhand der Gewässerfläche (ha) und der Gewässertiefe (m) der durch die Gesellschaften charakterisierten Gewässertypen (Tab. 4.3.3.1.), Mittelwerte für sich gekennzeichnet (Tab. 4.5.4.2.).

- : *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft (RGG) der Altwässer (AW)
- : *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft (VPG) der Gießen (DGG)
- ★: *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft (VAG) der Tümpel (TPG)

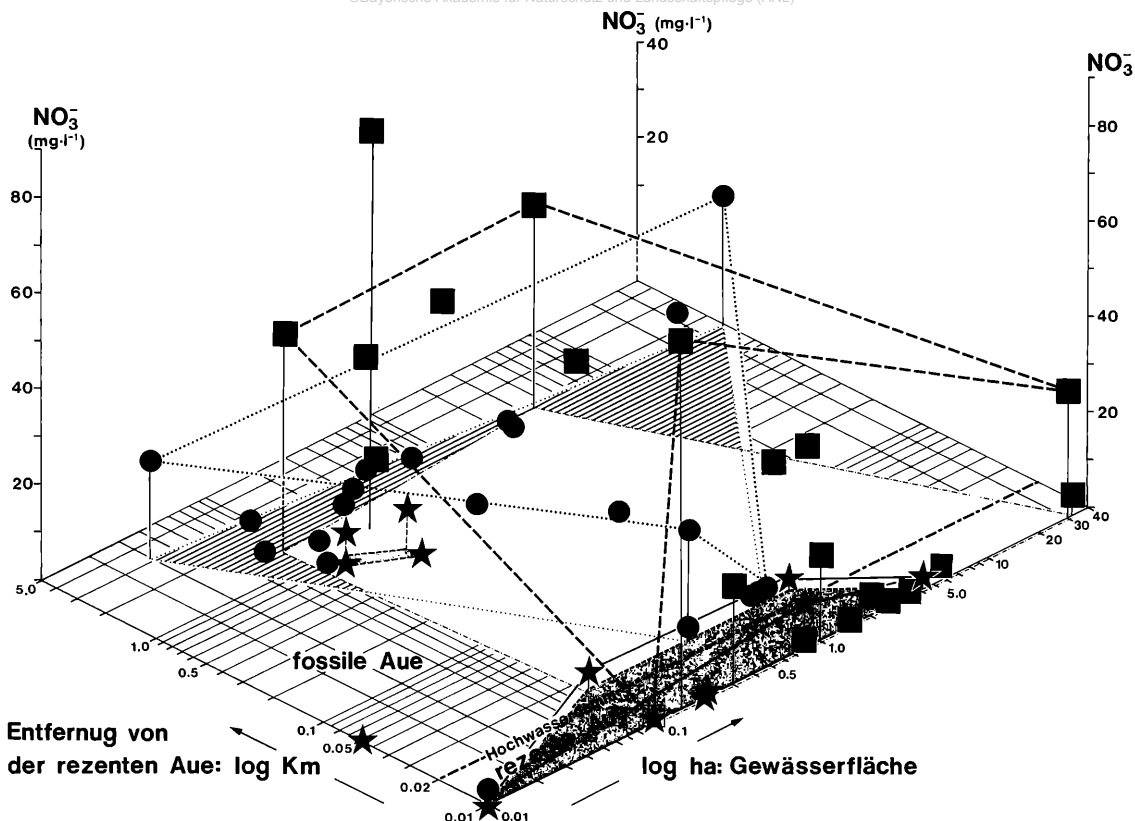


Abbildung 4.5.4.7.

Die Trennung der Stillwassergesellschaften der Aue anhand der Gewässerfläche (ha), des Nitratgehalts (NO_3^-) und der Entfernung von der rezenten Aue (Km) durch die Gesellschaften charakterisierten Gewässertypen (vgl. Tab. 4.3.3.1.).

■: *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft (RGG) der Altwässer (AW)

●: *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft (VPG) der Gießen (DGG)

★: *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft (VAG) der Tümpel (TPG)

Unterschied zwischen den Gruppen 2 und 3 ist ähnlich groß.

Der **Chloridgehalt** (Cl^- mg/l) trennt als Indikator für anthropogene Belastung die Bewertungsgruppen 1 und 2 deutlich von 3, zwischen 1 und 2 ist der Unterschied gering (Abb. 4.5.4.8.). Dies entspricht den Korrelationen der Umland-Einstufung (Randeffekt) und der Entfernung von der rezenten Aue mit Cl^- .

Die **Gewässerfläche** (ha): Gewässer der Bewertungsgruppe 1 haben eine Mindestfläche von 0.15 ha, während Gruppe 2 durchaus große Gewässer (z. B. Gew. 3, Pfatterer Au West mit 37.5 ha) beinhaltet. D. h. Kleingewässer der Gruppe 2 mit 0.1 bis 0.2 ha beherbergen wie große, aber belastete Gewässer „nur“ eine Wassermolluskengesellschaft (Abb. 4.5.4.8. und Abb. 4.5.4.9.).

Das ökologische Modell III kann mit 86% Wahrscheinlichkeit anhand der Artenzahl, des Cl^- -gehalts und der Gewässerfläche vorhersagen, welcher Bewertungsgruppe (1, 2 oder 3) ein Gewässer zugeordnet wird (Tab. 4.5.3.5.). Mit steigender Fläche nimmt die Artenzahl nur dann zu, wenn die Cl^- -Werte nicht zu hoch sind, andererseits können auch Kleingewässer mehreren Gesellschaften Lebensräume bieten, wenn sie unbelastet bleiben. Artenzahl und Gewässerfläche gehen in das Modell positiv, Chlorid negativ ein (Tab. 4.5.3.6.). Der Unterschied zwischen Bewertungsgruppe 1 und 2 ist wesentlich größer als

der zwischen Gruppe 2 und 3 (s. Lage der Centroide in Abb. 4.5.3.3.). Den Zusammenhang zwischen den Modellfaktoren nL, Cl^- und ha verdeutlicht Abb. 4.5.4.9..

Als weitere Leitfaktoren kommen in Frage:

Die restlichen **artbezogenen Parameter** (Diversität, Evenness, Anzahl „Rote-Liste-“ und „rare und seltene Arten“). Sie alle, außer der Evenness, trennen sogar besser zwischen den mit der Anzahl der Wassermolluskengesellschaften (nMG) aufgestellten Bewertungsgruppen (s. Tab. 4.4.1. und Tab. 4.4.3.) als nMG selbst (s. Tab. 4.5.3.2., Tab. 4.5.4.3. und Abb. 4.5.4.8.). D. h. mit einer einfachen Methode werden mehrere „Bewertungskriterien“ stellvertretend miteinfaßt.

Die **Umland-Einstufung (UI)** trennt als stärkste nicht artbezogene Variable zwischen den Bewertungsgruppen. Sie darf aber wie die ähnlich gut unterscheidende **Entfernung von der rezenten Aue (Km)** nicht als Modellvariable herangezogen werden. Ihr Einfluß ist am Beispiel der H_5 in Abb. 4.5.4.10. dargestellt.

Nur wenige Gewässer der Bewertungsgruppe 1 mit hohen Diversitäten liegen in der fossilen Aue. Nur wenige grenzen direkt an landwirtschaftlich genutzte Flächen. Neben den bisherigen werden zwei weitere Eigenschaften der Bewertungsgruppe 1 deutlich: intakte Auendyna-

Tabelle 4.5.4.3.

Modell III: Durchschnittswerte (m) der zur Trennung der drei Bewertungsgruppen (BWG) entscheidenden Variablen; $\pm s_m$ = Standardabweichung von m; E = Extremwerte; V = Variationskoeffizient; n = Anzahl Gewässer; nMG = Anzahl Wassermolluskengesellschaften; tr. = trocken; (Modell-Var.: nL, Cl und Gewässerfläche).

BWG:		① ≥ 2 nMG		② $\geq 1 < 2$		③ < 1 nMG	
M O D E L L	nL: Anzahl Arten	m = 15.6 V: 27.9% n = 18	$\pm s_m = 1.0$ E: 9 – 27	m = 8.9 V: 26.4% n = 37 + 3 tr.	$\pm s_m = 0.4$ E: 5 – 14	m = 3.9 V: 58.2% n = 38 + 1 tr.	$\pm s_m = 0.4$ E: 0 – 8
L L	Cl: (mg/l)	m = 32.8 V: 37.9% n = 18	$\pm s_m = 2.9$ E: 15 – 59	m = 35.2 V: 51.6% n = 37	$\pm s_m = 3.0$ E: 12 – 73	m = 48.2 V: 43.2% n = 38	$\pm s_m = 3.4$ E: 13 – 99
I I I	Fläche: (ha)	m = 5.4 V: 176% n = 18	$\pm s_m = 2.3$ E: 0.15 – 425	m = 2.2 V: 276% n = 37 + 3 tr.	$\pm s_m = 1.0$ E: 0.01 – 37.5	m = 0.6 V: 156% n = 38 + 1 tr.	$\pm s_m = 0.1$ E: 0.01 – 5.3
Umland – Einstufung (1 – 9)		m = 5.6 V: 52.1% n = 18	$\pm s_m = 0.7$ E: 1 – 9	m = 4.3 V: 9.7% n = 37 + 3 tr.	$\pm s_m = 0.5$ E: 1 – 9	m = 2.2 V: 5.3% n = 38 + 1 tr.	$\pm s_m = 0.4$ E: 1 – 7
Entfernung: (Km)		m = 0.45 V: 188% n = 18	$\pm s_m = 0.2$ E: 0 – 2.5	m = 1.11 V: 125% n = 37 + 3 tr.	$\pm s_m = 0.2$ E: 0 – 5.3	m = 1.56 V: 109% n = 38 + 1 tr.	$\pm s_m = 0.27$ E: 0 – 5.3
n Roter Liste spp. (nRL)		m = 10.1 V: 34.4% n = 18	$\pm s_m = 0.8$ E: 5 – 19	m = 5.2 V: 30.3% n = 37 + 3 tr.	$\pm s_m = 0.2$ E: 3 – 8	m = 1.9 V: 72.0% n = 38 + 1 tr.	$\pm s_m = 0.2$ E: 0 – 5
Diversität (H _s)		m = 2.31 V: 14.3% n = 18	$\pm s_m = 0.08$ E: 1.8 – 3.2	m = 1.8 V: 16.8% n = 37 + 3 tr.	$\pm s_m = 0.05$ E: 1.2 – 2.3	m = 0.9 V: 58.7% n = 38 + 1 tr.	$\pm s_m = 0.09$ E: 0 – 1.8
Evenness: (E)		m = 0.86 V: 6.0% n = 18	$\pm s_m = 0.01$ E: 0.78 – 0.96	m = 0.84 V: 9.8% n = 37 + 3 tr.	$\pm s_m = 0.01$ E: 0.64 – 0.99	m = 0.7 V: 48.7% n = 38 + 1 tr.	$\pm s_m = 0.05$ E: 0 – 1.0
n rarer u. seltener spp. (nrs)		m = 6.5 V: 5.7% n = 18	$\pm s_m = 0.6$ E: 1 – 12	m = 2.8 V: 52.5% n = 37 + 3 tr.	$\pm s_m = 0.2$ E: 0 – 6	m = 1.1 V: 91.3% n = 38 + 1 tr.	$\pm s_m = 0.2$ E: 0 – 3
n Mollusken Ges. (nMG)		m = 2.4 V: 22.7% n = 18	$\pm s_m = 0.1$ E: 2 – 3.5	m = 1.1 V: 19.5% n = 37 + 3 tr.	$\pm s_m = 0.03$ E: 1 – 1.5	m = 0.2 V: 109% n = 38 + 1 tr.	$\pm s_m = 0.04$ E: 0 – 0.5

mik und geringe Belastung durch landwirtschaftliche Umgebung. Die Gewässer der Bewertungsgruppe 1 befinden sich in der rezenten Aue und in den Bereichen der fossilen Aue, deren Umgebung aufgrund des geringen Flurabstands nur extensiv als Grünland genutzt werden kann. Die Gewässer der Bewertungsgruppe 3 konzentrieren sich auf die fossile Aue, die der Gruppe 2 gleichmäßig auf beide Bereiche (s. Abb. 4.4.1./2./3.).

4.6. Malakologische Gewässertypisierung und Bewertung (Zusammenfassung der Ergebnisse)

Im vorliegenden Abschnitt werden die Einzelergebnisse der Abs. 4.1. bis 4.5. in Zusammenhang gebracht und auf die Augewässer (die Bergbäche des Bayerischen Waldes werden am Rande behandelt) des Donauraums Straubing übertragen

und interpretiert. Drei Ziele stehen im Vordergrund:

- 1. Gewässertypisierung anhand von Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren:** die jeweilige Artenzusammensetzung ist ein Ausdruck für die längerfristige Situation im Gewässer, läßt sich mit bestimmten Standortfaktoren und strukturellen Eigenschaften des Gewässers in Verbindung bringen und erlaubt Aussagen über die Rolle des Gewässers im untersuchten Ökosystem.
- 2. Einordnung und Verfolgung von Sukzessionen im evolutiven Prozeß:** In der jeweiligen Artenzusammensetzung eines Gewässers drückt sich das momentane Sukzessionsstadium aus, wobei leere Molluskenschalen und -gehäuse Aussagen über die „Vergangenheit“ des untersuchten Gewässers zulassen. Verschiedene Sukzessionsstadien können gleichzeitig räumlich nebeneinander in unterschiedlichen

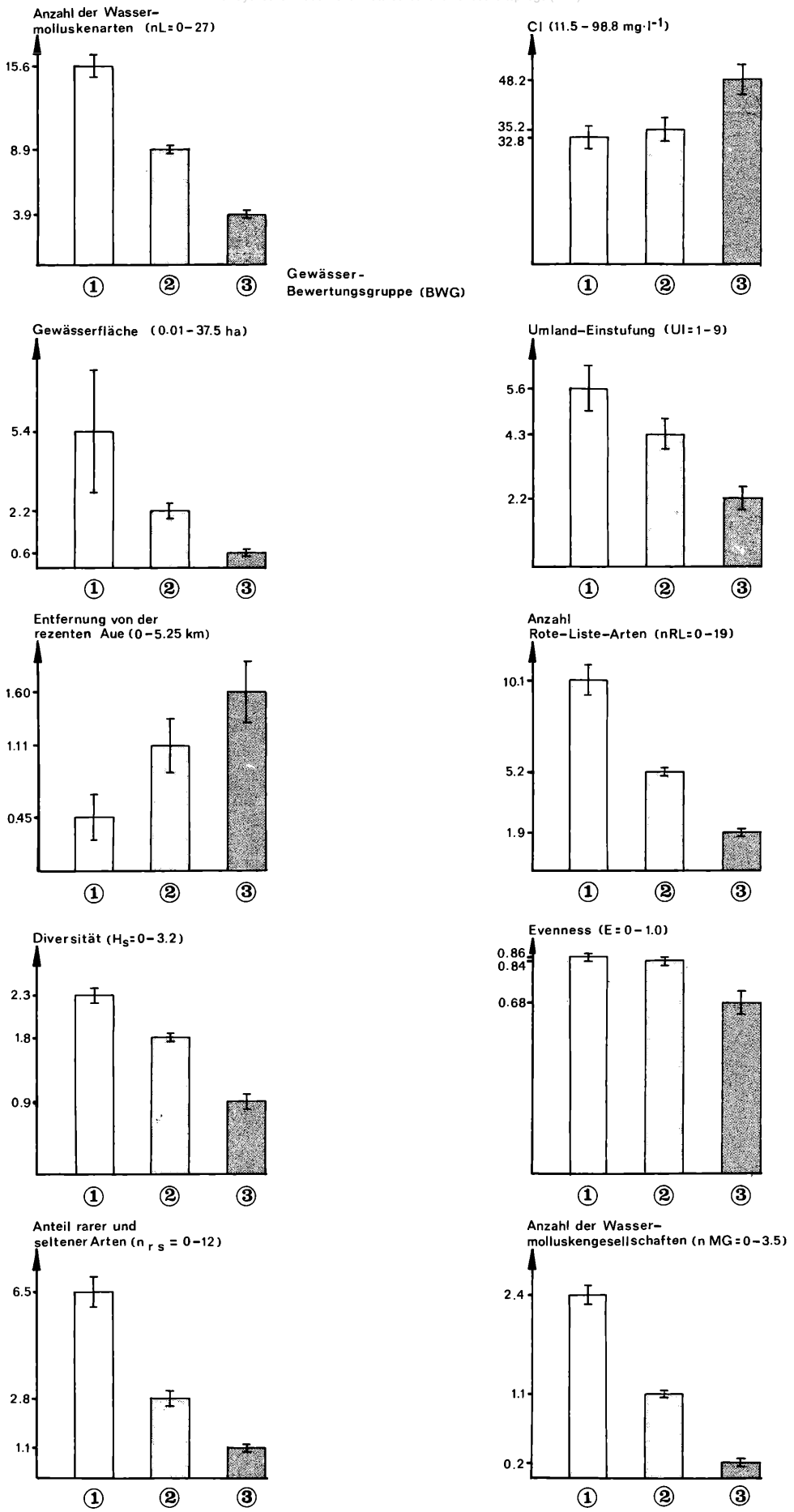


Abbildung 4.5.4.8.

Gegenüberstellung der Mittelwerte der zur Trennung der drei Bewertungsgruppen entscheidenden Variablen (① = BWG 1; ② = BWG 2; ③ = BWG 3): Ansatz III.

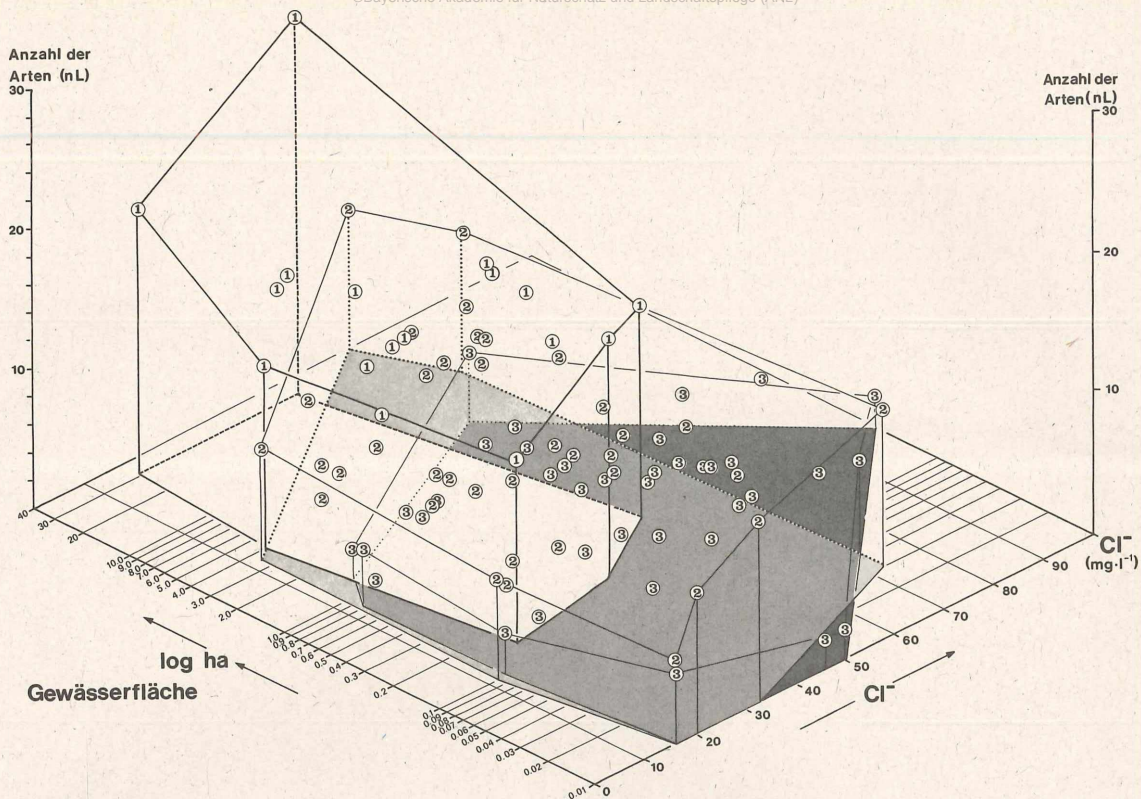


Abbildung 4.5.4.9.

Die Trennung der 3 Bewertungsgruppen anhand der Anzahl Wassermolluskenarten (nL), des Chloridgehalts des Wassers (Cl^- mg/l) und der Gewässerfläche (ha) (vgl. Abb. 4.5.4.8.), Einteilung der Augewässer (vgl. Tab. 4.4.3.):

- ①: Bewertungsgruppe 1: ≥ 2.0 Wassermolluskengesellschaften
- ②: Bewertungsgruppe 2: $< 2.0 \geq 1.0$ Wassermolluskengesellschaften
- ③: Bewertungsgruppe 3: < 1.0 Wassermolluskengesellschaften

Bereichen innerhalb eines Gewässers vorkommen. Diese Zonation gibt Hinweise auf den möglichen Ablauf der Sukzession.

3. **Bewertung:** kommen eine oder mehrere „typische“ Gesellschaften in einem Gewässer oder in verschiedenen Bereichen innerhalb eines Gewässers vor, bietet das Gewässer zumindest diesen Arten geeignete Lebensbedingungen. Somit wird die Anzahl der in einem Gewässer festgestellten Wassermolluskengesellschaften als Bewertungskriterium verwendet und ist ein Maß für dessen räumliche und zeitliche Strukturvielfalt.

Diese drei Interpretationen werden für den Donauroum Straubing zusammenfassend dargestellt und angewandt.

4.6.1. Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren zur Gewässertypisierung

Das 1. Ziel ist die **malakologische Typologisierung** von Augewässern durch Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren und die **synchrone Analyse** der Struktur und Funktion der aktuell existierenden Ökosysteme der Aue verschiedenen Alters und Typs im Sinne von AMOROS et al. (1987a: 29/30; vgl. Abs. 1). Dies geschieht **parallel** zum einen durch die Analyse der in den einzelnen Gewässertypen lebenden Wassermollusken und durch Analyse der Standortfaktoren der einzelnen Gewässertypen. Zuerst

wurden die Wassermolluskenarten nach ihrem gemeinsamen Vorkommen zu Gesellschaften vereint, anschließend die Gewässer nach dem gemeinsamen Wassermolluskenbesatz gruppiert. Anhand der Informationen über die Ansprüche der Arten und über die Gewässer (Literatur, Erfahrungsaustausch mit Spezialisten und Geländekundigen und eigene Ortskenntnis) wurden die Gesellschaften bzw. Gewässergruppen charakterisiert und gegenseitig zugeordnet (Abs. 4.3.). In Abs. 4.4. wurde die Anzahl der in einem Gewässer festgestellten Wassermolluskengesellschaften als weiterer biotischer Standortfaktor und als Bewertungskriterium für Augewässer definiert. Im nächsten Schritt wurden mit ökologischen Modellen biotische und abiotische Leitfaktoren zur zusätzlichen Unterscheidung und Beschreibung der Gewässertypen erarbeitet (Abs. 4.5.). Diese Form der Zusammenführung und Interpretation der Ergebnisse bezeichnet CASTELLA (1987, I: 107) als „ökologische Diagnose“ als Beitrag zur dynamischen Typisierung von Augewässern.

Die limnologische Charakterisierung der Gewässer im Donauroam Straubing aufgrund der äußeren Typisierung (anhand der Pflanzengesellschaften, des Substrats und des Alters u. a., Abs. 3.4.) stellt grundlegende Unterschiede zwischen den Gewässern der rezenten und der fossilen Aue und der Bergbäche des Bayerischen Waldes heraus (Abs. 4.1.):

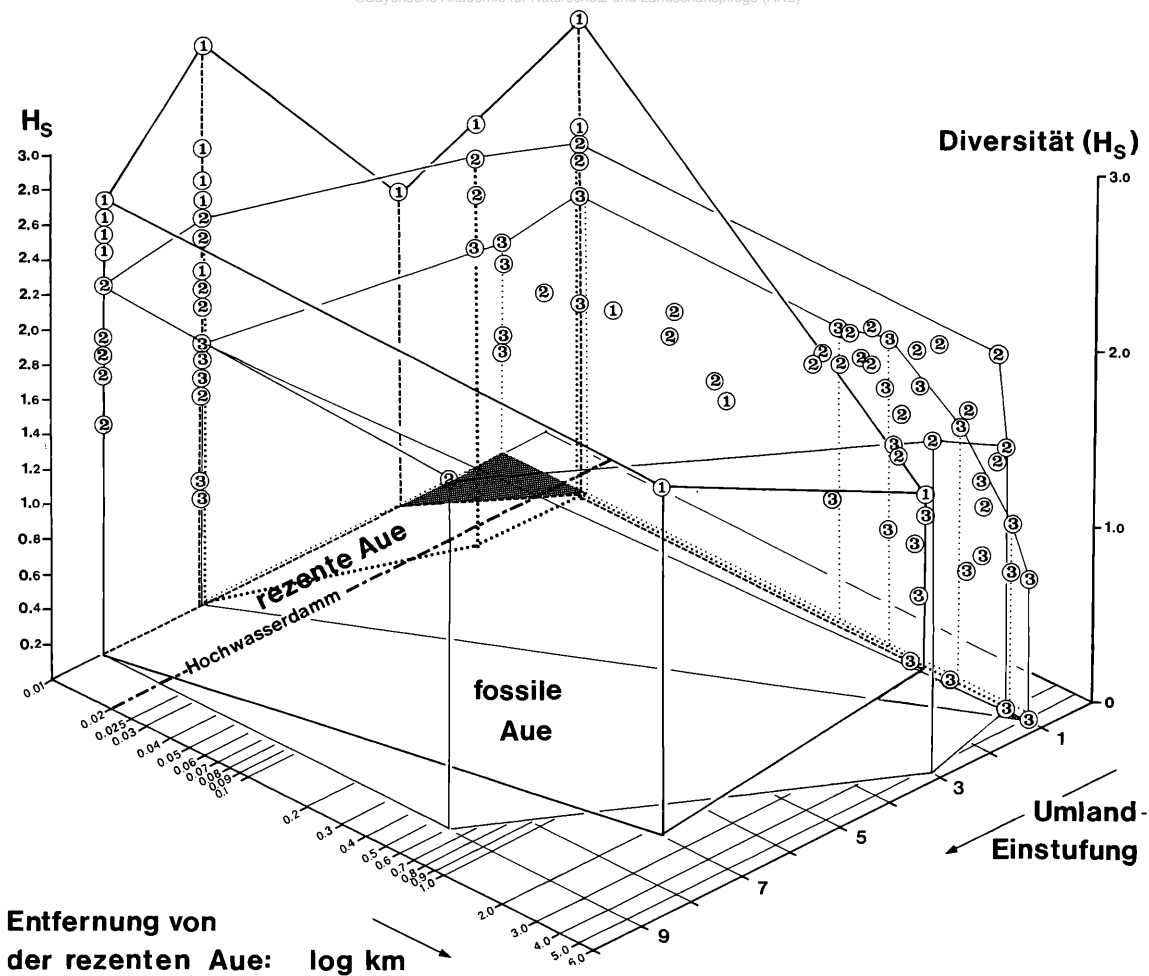


Abbildung 4.5.4.10.

Die Trennung der 3 Bewertungsgruppen anhand der Diversität (H_S), der Entfernung der Gewässer von der rezente Aue (Km) und der Umland-Einstufung (Ul) (vgl. Abb. 4.5.4.8.); Einteilung der Augewässer (vgl. Tab. 4.4.3.):

- ①: Bewertungsguppe 1: ≥ 2.0 Wassermolluskengesellschaften
- ②: Bewertungsguppe 2: < 2.0 ≥ 1.0 Wassermolluskengesellschaften
- ③: Bewertungsguppe 3: < 1.0 Wassermolluskengesellschaften

- a) **rezente Aue:** natürliche Flußdynamik mit erneuernder Wirkung der Hochwässer und mineralischer Nährstoffeintrag durch Sedimentation bei Überschwemmungen, relativ gute Wasserqualität, geringe Eutrophierung, keine Faulschlammabildung, Gewässer von Grünland umgeben.
- b) **fossile Aue:** abgeschnitten von der Flußdynamik, keine Überschwemmung, fehlende Ausräumung durch Hochwässer, starke Eutrophierung mit üppigem Pflanzenwuchs und Faulschlammabildung, stark landwirtschaftlich genutztes Umland.
- c) **Bergbäche:** kaltstenotherm, schnellfließend, gute Sauerstoffverhältnisse, Hartsubstrate, geringe anthropogene Belastung, bewaldete Umgebung.

Die natürlichen Stoffkonzentrationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ und K^+) sind in beiden Auebereichen etwa gleich, die anthropogen bedingten (Cl^- , NO_3^- , NO_2^- und SO_4^{2-}) in der fossilen Aue höher (vgl. Tab. 4.1.2./3. und Tab. 4.1.4./5.). Lediglich die beiden Pflanzennährstoffe Ammonium und Gesamtphosphat scheinen trotz starker Schwankungen in der fossilen Aue geringer zu sein als in

der rezente Aue: Eine Folge davon könnte die größere Anzahl und Dichte von Wasserpflanzen sein, durch welche mehr NH_4^+ und Gesamt- PO_4^{3-} verbraucht wird. Beide Stoffe sind neben Nitrat als wachstumsregulierende Faktoren am Eutrophierungsprozeß maßgeblich beteiligt (FREVERT, 1983: 169).

Die in der fossilen Aue mit dem Eutrophierungsprozeß einhergehende Faulschlammabildung überdeckt die natürlichen Substrate (Schlick, erdiger Schlamm, Kies), bodenbewohnende Mollusken finden kaum Siedlungsflächen (BLESS, 1980: 19). Die Sauerstoffverhältnisse sind in den Stillgewässern der fossilen Aue ungünstig (vgl. Tab. 4.1.3. und Tab. 4.1.5.). Zwar werden Höchstwerte um $18.2 \text{ mg O}_2/\text{l}$ gemessen, aber der durchschnittliche Gehalt von 5.2 mg/l ist bedeutend kleiner als der der rezente Aue mit 8.4 mg/l . Dies führt zum Rückgang sauerstoffbedürftiger Arten, anspruchslosere übernehmen das Feld.

Bisher wurden 59 Wassermolluskenarten im Donaunraum Straubing nachgewiesen (HÄBLEIN, 1966; JUNGBLUTH et al., 1986; SIEBECK & FOECKLER, 1986). 13 sind heute erloschen.

Die 46 lebenden wurden nach ihrer Gesamthäufigkeit eingeteilt in „allgemein verbreitet“, „häufig“, „rar“ und „selten“ (Tab. 4.2.8. u. Abb. 4.2.1.). HÄBLEIN (1966: 105) zählt die „allgemein verbreiteten Arten“ *Bithynia tentaculata* (12), *Lymnaea stagnalis* (23), *Anisus vortex* (28) und *Planorbarius corneus* (37) zu seiner „Viviparus contectus-Anodonta cygnea-Gesellschaft der Donau-Altwasser“, *Anisus vortex* (28) und *Planorbarius corneus* (37) als „Bewohner von Weihern“, *Lymnaea stagnalis* (23) als „Bewohner stehender Dauergewässer“ und *Bithynia tentaculata* (12) als „Bewohner permanenter Still- und Fließgewässer“. Zusammen mit den vier genannten bezieht er die Arten *Galba truncatula* (16), *Stagnicola turricula* (17) und *Planorbis planorbis* (24) in seine „Valvata pulchella-Gesellschaft von Sümpfen der Donauniederung“ ein, *Stagnicola turricula* (17) und *Planorbis planorbis* (24) als „Bewohner von Sümpfen der Niederungen“, *Galba truncatula* (16) als „Bewohner von temporären Gewässern der Niederungen und der Gebirge“ (HÄBLEIN, 1966: 105).

Nach einer ersten Voranalyse (Abs. 4.3.1.) wurden diese „allgemein verbreiteten Arten“ im Gegensatz zu HÄBLEIN (1953, 1954, 1960, 1966) und anderen Autoren (z. B. FELDMANN, 1972, 1986; SCHMID, 1978; 1983) von der weiteren Analyse ausgeschlossen. Sie werden weder einem Gewässertyp noch einer Gesellschaft zugeschrieben, sondern als die übergeordnet charakteristischen Wassermollusken des Gesamtlebensraumes Donautal aufgefaßt.

Die einfache Trennung in die drei genannten Teilbereiche des Donauraums Straubing reicht nicht zur Interpretation des Vorkommens der 46 im Untersuchungsgebiet lebend nachgewiesenen Wassermolluskenarten (Abs. 4.2.) aus. Lediglich die Bergbachtarten lassen sich ohne ordnende Statistik ihrem Lebensraum zuordnen. Deshalb wurden die innerhalb der Augewässer lebend vorgefundenen Arten nach wiederkehrenden, ihre Wohngewässer charakterisierenden Wassermolluskengesellschaften geordnet. Es wurden 5 Wassermolluskengesellschaften mit ihren Charakter- und Leitarten mittels Assoziations- und Stetigkeitsanalysen (Abs. 4.3.) festgestellt. Sie charakterisieren 5 Augewässertypen, die wiederum z. T. der pflanzensoziologischen Gewässertypisierung des gleichen Untersuchungsgebietes von ZAHLHEIMER (1979) entsprechen. Weitere standörtliche Eigenschaften der Augewässertypen wurden mittels ökologischer Modelle (Abs. 4.5.) erkundet. Hinzu kommt die Wassermolluskengemeinschaft der Bergbäche.

Die Gesellschaften mit ihren **Charakter-, Leit- und Begleitarten** und die Gewässertypen mit ihren Leitfaktoren:

1. Die Verarmte Theodoxus-Gesellschaft der Donau besiedelt die Fließgewässer der rezenten Aue mit *Unio pictorum*, *Anodonta anatina*, *Dreissena polymorpha*, *Valvata piscinalis*, *Radix ovata*, *Radix auricularia*, *Sphaerium rivicola*, *Pisidium supinum* und *Ancylus fluviatilis*. Die namensgebenden Charakterarten: *Theodoxus danubialis* und *transversalis* sind im Donauabschnitt Straubing erloschen. Die Arten der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau sind Flüsse be-

wohnende Hartsubstrat- und Bodenbesiedler. Die **Leitfaktoren der Fließgewässer der rezenten Aue** sind: relativ geringe anthropogene Belastung (ausgedrückt durch den Cl-Gehalt: im Ø 28.3 mg/l), geringer Besatz mit makrophytischen Wasserpflanzen (im Ø 4) und deren Gesellschaften (im Ø 1.2), stark variierende Strömung ($v = 0 - 0.85$ m/s) und Lage innerhalb der rezenten Aue mit den Faktoren der Auedynamik. Die durchschnittliche Artenzahl (6.4), Diversität (1.3), Anzahl der „Rote-Liste-“ (3.8) und „rare und seltene Arten“ (3.6) sind hoch, nur die Anzahl Todesfälle (1.5) ist niedrig.

Somit wird die Verarmte Theodoxus-Gesellschaft der Donau als Bioindikator des Flußökosystems Donau und der Mündungsbereiche ihrer Nebengewässer in der rezenten Aue definiert.

2. Die Pisidien-Gesellschaft der Fließgewässer der fossilen Aue mit *Pisidium subtruncatum*, *P. nitidum*, *P. henslowanum* und *P. milium*. Alle Arten sind Weichsubstratbesiedler.

Die **Leitfaktoren der Fließgewässer der fossilen Aue** sind: intensiv landwirtschaftlich genutzte Umgebung, hohe anthropogene Belastung des Wassers (Cl-Gehalt: im Ø 47.5 mg/l), reichlicher Pflanzenbesatz (im Ø 2.5 Pflanzengesellschaften bzw. 8 Pflanzenarten pro Gewässer), gleichmäßig geringe Fließgeschwindigkeit (im Ø 0.19 m/s), Weichsubstrate (Faulschlamm und Pflanzenpolster) und ausschließliche Lage in der fossilen Aue. Die artbezogenen Parameter sind mit denen der Fließgewässer der rezenten Aue fast identisch. Lediglich die Anzahl Todesfälle ist im Mittel bedeutend höher (3.5). Der Gewässertyp der Fließgewässer der fossilen Aue entspricht in etwa den von ZAHLHEIMER (1979: 58) mit *Callitriche obtusangulae* charakterisierten Entwässerungsgräben. Die größeren Flüsse sind von *Ranunculion fluitantis* besetzt.

Nahezu alle Gewässer stellen Verbindungen zwischen größeren Gewässern dar und dienen dem Oberflächenabfluß von der fossilen Aue in die Donau. Es sind durchwegs nährstoffreiche Gräben und Bäche der Ebene mit ständiger Wasserführung.

Somit wird die Pisidien-Gesellschaft der Fließgewässer der fossilen Aue als Bioindikator des Oberflächenabflusses über Fließgewässer von der fossilen Aue zum Hauptgerinne (Donau) definiert.

3. Die Radix auricularia – Gyraulus albus-Gesellschaft der Altwässer mit *Radix auricularia*, *Gyraulus albus*, *Valvata piscinalis*, *Anodonta anatina* und *Unio pictorum*. *Radix* und *Gyraulus* sind Pflanzen-, *Valvata*, *Anodonta* und *Unio* sind Bodenbewohner.

Die **Leitfaktoren der Altwässer** sind: große Fläche (im Ø 4.4 ha) und Tiefe (im Ø 1.1 m), Nährstoffreichtum (hohe NO₃-Gehalte: im Ø 23.4 mg/l) und Lage (zum großen Teil in der rezenten Aue flüßabwärts mit der Donau verbunden). In der rezenten Aue spielt der autogene Verlandungsprozeß infolge der starken Wasserstandsschwankungen, der sedimentablagernden Überschwemmungen und des Ausräumeffekts der Hochwässer nur eine unwesentliche Rolle. Dagegen ist in der fossilen Aue im Zuge der Eutrophierung eine starke Verschlammung zu beobachten, welche die Verlandung nach sich zieht –

diese Altwässer entwickeln sich über kurz oder lang zu Gießen (dauerhafte Gewässer mit Grundwassereinfluß) mit der *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft als charakteristischer Gesellschaft. Die durchschnittliche Anzahl der Arten (7.8) und die Diversität (1.7) sind von den 3 Stillwassertypen der Aue in den Altwässern am kleinsten.

Dieser Gewässertyp entspricht in etwa den von ZAHLHEIMER (1979: 57) mit **Myriophylo-Nupharetum** charakterisierten „größeren Altwässern in offener Verbindung mit der Donau sowie donaubegleitende Altwässer“ ohne Großröhrichtgürtel.

Somit wird die *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft zum Bioindikator für zwei Altwassertypen, die nach ihrer Lage zu unterscheiden sind:

- a) in der rezenten Aue am Anfang des Verlandungsprozesses, den die „verjüngende“ Wirkung der Hochwässer immer wieder unterbricht bzw. zurücksetzt, und
- b) in der fossilen Aue am Anfang des fortschreitenden Verlandungsprozesses stehend – angezeigt durch das Fehlen von Najaden.

4. Die *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft der Gießen (dauerhafte Gewässer der fossilen Aue mit starkem Grundwassereinfluß) mit *Valvata cristata*, *Planorbis carinatus*, *Muscium lacustre*, *Bathynomphalus contortus*, *Hippeutis complanatus*, *Physa fontinalis*, *Viviparus coniectus* und *Sphaerium corneum* – 5 Pflanzen- und 3 Bodenbewohner.

Die **Leitfaktoren** sind: sehr **variable Größe** (0.01 bis 37.5 ha), **mittlere Tiefe** (um 0.5 m), **geringer NO₃-Gehalt** (im Ø 7.1 mg/l), **Grundwassereinfluß** und **Lage**. Die Gießen liegen **fast ausschließlich in der fossilen Aue**. Es handelt sich um vom Flußregime der Donau seit langem abgeschnittene dauerhafte Stillgewässer und Gräben mit konstantem Wasserspiegel. Diese Gewässer befinden sich im Verlandungsprozeß, wie durch großflächige Schilfröhrichte angezeigt wird. Es handelt sich um eine „Weiterentwicklung“ der oben beschriebenen Altwässer im Zuge der Verlandung. Jedoch verhindert der Grundwasserzustrom das Austrocknen. Die Gießen zeigen von allen Stillgewässertypen die höchste durchschnittliche Artenzahl (11) und Diversität (2.0). Die Gießen entsprechen etwa den von ZAHLHEIMER (1979: 57) mit *Lemnion minoris*-Assoziationen und *Phragmitetum communis* charakterisierten Gewässern.

Die *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft der Gießen wird als Bioindikator der im längerfristigen Verlandungsprozeß befindlichen Altwässer der fossilen Aue (Gießen) mit gleichmäßiger Wasserführung definiert, deren starker Grundwasserzustrom die Verlandung hinauszögert und für relativ konstante Bedingungen sorgt.

5. Die *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft der Tümpel (temporär/periodische Gewässer) mit *Aplexa hypnorum*, *Valvata macrostoma*, *Pisidium casertanum* und *Anisus spirorbis* – 2 Pflanzen- und 2 Bodenbesiedler.

Die **Leitfaktoren der Tümpel** (= temporär/periodische Stillgewässer) sind: **geringe Fläche** (im Ø 0.6 ha), **geringe Tiefe** (im Ø 0.3 m), **niedrige**

NO₃-Gehalte (im Ø 3.4 mg/l) und bevorzugt **Lage in der rezenten Aue**. Die geringen Flächen und Tiefen werden als Maß für die Wahrscheinlichkeit des Austrocknens der Tümpel, Seigen und Verlandungszonen interpretiert.

Vieles spricht für eine enge Bindung der *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft an die sowohl räumlich wie zeitlich extrem wechselnden Lebensbedingungen der Aue: das auf die rezenten Aue konzentrierte Vorkommen der Gesellschaft bzw. die geringe durchschnittliche Entfernung (0.23 Km) der besiedelten Gewässer von der rezenten Aue, die geringen Nitratgehalte der Wohngewässer und die Eigenschaften der an der Gesellschaft beteiligten Arten. Viele Arten sind an schwankende Wasserstände angepaßt, jedoch nur wenige an das völlige Trockenfallen ihrer Wohngewässer (WIGGINS et al., 1980: 172; HÄBLEIN, 1966: 106 ff).

Die Lebensräume der *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft teilen sich in zwei Gruppen:

- a) **Kleingewässer** (Seigen, Tümpel, Drainagegräben), die nur von der *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft besiedelt werden.
- b) **Verlandungszonen größerer Altwässer**, die – von mehreren Gesellschaften besiedelt – aber wegen der großen Geschlossenheit (Tab. 4.3.3.2.) der *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft als Tümpel identifiziert werden.

Die Zahl (4) der an der Gesellschaft beteiligten Arten ist gering. Die durchschnittliche Artenzahl (9.4), Diversität (1.9), Anzahl der Wassermolluskengesellschaften (1.3) und Anzahl Totfunde (3.0) der Gewässergruppe der Tümpel werden durch die Beteiligung der größeren Altwässer mit mehreren, verschiedene Gesellschaften beherbergenden Zonen (räumlich/zeitliche Strukturierung), erhöht.

Der Gewässertyp Tümpel entspricht in etwa den von ZAHLHEIMER (1979: 55) mit **Glycerietum maximae**, **Alismatetum lanceolati** u. a. charakterisierten Tümpeln und isolierten Flachgewässern.

Somit wird die *Valvata macrostoma*-*Aplexa hypnorum*-Gesellschaft als Bioindikator kleiner temporär/periodisch trockenfallender Augewässer (u. U. in der Endphase der Verlandung) definiert. Die Definition erstreckt sich auch auf die Verlandungszone reich strukturierter Altwässer, die mehrere Wassermolluskengesellschaften in verschiedenen (Vegetations-) Zonen beherbergen.

6. Die Margaritifera margaritifera-Gemeinschaft der Bergbäche des Bayerischen Waldes mit *Margaritifera margaritifera*, *Ancylus fluviatilis*, *Pisidium personatum*, *Pisidium amnicum*, *Radix peregra*, *Pisidium subtruncatum* und *P. casertanum*.

Die **Leitfaktoren** der Bergbäche wurden bereits am Kapitelanfang genannt. Die durchschnittliche Artenzahl (3.8), Diversität (0.7), Evenness (0.4) und Anzahl „Rote-Liste-Arten“ (2) sind gering – dagegen ist der Anteil spezialisierter, eng an dieses Biotop gebundener Arten hoch und für Bergbäche (ILLIES, 1961b: 26) nicht ungewöhnlich.

Abb. 4.6.1. faßt die malakologische Gewässertypisierung zusammen.

Nach Analyse der Verbreitung der Artengruppen, dem Herausstellen ihrer Charakter- und Leitarten und der Gewässertypisierung sind die verschiedenen Gewässer des Donaaraums Straubing z. T. schon im Gelände anhand ihrer Eigenschaften erkennbar, d. h. es ist möglich, vom Erscheinungsbild und von den wenigen biotisch/abiotischen Leitfaktoren eines Gewässers auf seine Wassermolluskenbesiedlung und umgekehrt von der Artenzusammensetzung auf den Gewässertyp, seine Eigenschaften, Lage im Donaaraum und Rolle im Ökosystem zu schließen. Zum äußeren Erkennen trägt v. a. die hohe Übereinstimmung der Gewässertypisierung anhand der Wasserpflanzen- mit der der Wasser-

molluskengesellschaften bei. Diese Grundlagen ermöglichen ein besseres Verständnis des Ökosystems Aue und der Wechselwirkungen zwischen Standortfaktoren und Artenzusammensetzung. Die Komplexität der Faktoren verdeutlicht die Dynamik dieses Lebensraumes, der nur unter gleichzeitiger Berücksichtigung mehrerer u. U. antagonistisch wirkender Faktoren erfassbar wird.

4.6.2. Natürliche Sukzession von Wassermolluskengesellschaften und mögliche Veränderungen durch die Stauhaltung Straubing

Ein weiteres Ziel ist die Einordnung und Verfolgung von Sukzessionen im evolutiven Prozeß an-

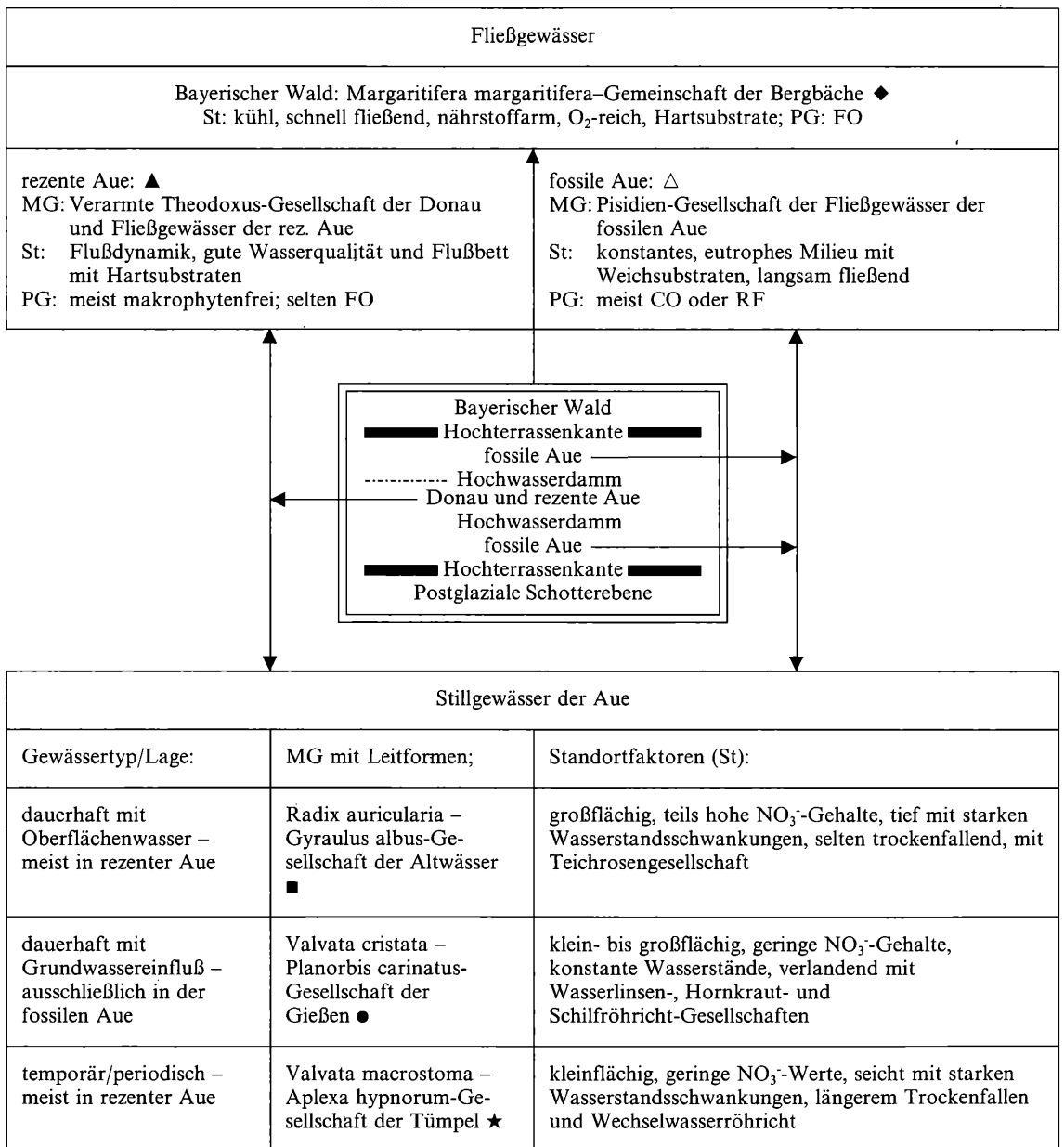


Abbildung 4.6.1.

Schematische Aufteilung der Augewässer nach Lage und Typ gemäß der ökologischen Raumgliederung des Donaaraums Straubing mit ihren charakteristischen Wassermolluskengesellschaften – benannt nach ihren Leitformen (MG = Wassermolluskengesellschaft; St = Standortfaktoren; PG = typische Pflanzengesellschaft, RF = Ranunculion fluitantis; CO = Callitricheum obtusangulae; FO = Fontinalis sp.);

hand der Zonierung von Wassermolluskengesellschaften und der **diachronen Analyse** (AMOROS et al., 1987a: 29 ff) von subfossilen Molluskengehäuse und -schalen. In der natürlichen Sukzession geht ein Gewässertyp in einen anderen über, verfolgbar an den Artenzusammensetzungen der Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren. Der Bioindikator stellt ein spezifisches Muster ökologischer Faktoren dar. In der Aue lassen sich zwei Sukzessionen verfolgen, die räumliche Zonation und der zeitliche Wandel von einem zum anderen Gewässertyp. Die räumliche Sukzession kommt im Nebeneinander (= Zonation) verschiedener Stadien der zeitlichen Sukzession in Abhängigkeit von der Gewässerstrukturierung zum Ausdruck. Die zeitliche Sukzession ist das Ergebnis allogener (z. B. Sedimentation bei Hochwasser) oder autogener Prozesse (z. B. Eutrophierung) (BRAVARD et al., 1986: 96). Die kurze Untersuchungszeit genügt nicht, um Sukzessionen am Standort zu verfolgen. Daher ist es schwer, eine Gesellschaft ei-

nem Sukzessionsstadium zuzuordnen (BRAVARD et al., 1986: 93).

Wassermollusken bieten die Möglichkeit der „synchronen und diachronen“ Analyse (vgl. Abs. 1.1.3. und AMOROS et al., 1987a: 29/30). Die lebend angetroffenen Gesellschaften und ihre Interpretation erlauben als synchrone Analyse die diachrone Analyse der Totfunde (Thanatozönose). Hieraus lassen sich mögliche Sukzessionsabläufe nachvollziehen und zukünftige vorhersagen. Aus diesen wiederum lassen sich Faktoren erkennen, die die Lebensraumdiversität beeinflussen (BRAVARD et al., 1986: 105/106; AMOROS et al., 1987a: 31/32).

Tab. 4.6.1. zeigt eine mögliche Sukzession der im Donautal festgestellten Wassermolluskengesellschaften. Die Anordnung entspricht der Höhenzonierung vom Bergbach zur Talau und möglichen Sukzessionen von einem Gewässertyp zum anderen – aufgrund von Änderungen der Standortfaktoren – verbunden mit einer Wandlung der Gesellschaftsstruktur.

Tabelle 4.6.1.

Sukzessionsabfolge bzw. Zonierung der 5 Wassermolluskengesellschaften der Donauauen zwischen Pfatter und Straubing und der M. m.-Gemeinschaft der im Norden angrenzenden Bergbäche des Bayerischen Waldes (Konstanzklassen < 1 entfallen – außer M. m., 39).

Gewässertyp mit Konstanzklasse der Art:		B	F	F	A	D	T	Gesellschaftsname und Gewässertyp
Nr. Art	Artenformel	B	G	G	W	G	P	
			F <td>R <td></td> <td>G <td>G <td></td> </td></td></td>	R <td></td> <td>G <td>G <td></td> </td></td>		G <td>G <td></td> </td>	G <td></td>	
39 <i>Margaritifera marga.</i>	FBBB1FS--1	1						Margaritifera margaritifera- Gemeinschaft (MMG) der Bergbäche (BB)
55 <i>Pisidium personatum</i>	QFAB-FS-T3	3						
49 <i>Pisidium amnicum</i>	F/AB2FST13	3						
22 <i>Radix peregra</i>	AFPP-OS-14	4						
38 <i>Ancylus fluviatilis</i>	F/QS3AS313	3						
53 <i>Pisid. subtruncatum</i>	A/FB-FR2L3	3	5					Pisidien-Gesell- schaft der Fließ- gewässer (PGF) der fossilen Aue (FGF)
54 <i>Pisidium nitidum</i>	F/AB3FR2L		4					
52 <i>Pisidium milium</i>	A/FB3FS-9		2					
50 <i>Pisidium henslowanum</i>	F/AB3FR68		3					
20 <i>Radix ovata</i>	F/AS-OR7L		2	3				Verarmte Theodoxus- Gesellschaft der Donau (VTD) und der Fließgewässer der rezenten Aue (FGR)
51 <i>Pisidium supinum</i>	F--B2FS33			2				
11 <i>Litho. naticoides</i>	F--B1DS61			2				
45 <i>Dreissena polymorpha</i>	F/AB-FS91			3				
46 <i>Sphaerium rivicola</i>	F/AB2FS4-			2				
40 <i>Unio pictorum</i>	F/AB3FRL7			4	2			Radix auricularia - Gyraulus albus- Gesellschaft (RGG) der Altwässer (AW)
43 <i>Anodonta anatina</i>	F/AB3FRL9			4	3			
7 <i>Valvata piscinalis</i>	A/FB3DHLL	2	3	4	2	2		
19 <i>Radix auricularia</i>	A--P3OHLL			3	5	2		
31 <i>Gyraulus albus</i>	A/FP-HHLL				5	3	2	
47 <i>Sphaerium corneum</i>	A/FB-FHLL		4	3		2		Valvata cristata - Planorbis carinatus- Gesellschaft (VPG) der Gießen (DGG) (dauerhafte Gewässer mit Grundwassereinfluß)
25 <i>Planorbis carinatus</i>	A/PP3HR1L				2	4		
30 <i>Bathyomph. contortus</i>	A/PP3HR1L					3		
15 <i>Physa fontinalis</i>	A/FP3HS1L					3		
3 <i>Viviparus contectus</i>	A/PB3DS17					2		
35 <i>Hippeut. complanatus</i>	A/PP3HR5L					3		
5 <i>Valvata cristata</i>	P/TP-DH8L					4	2	
48 <i>Musculium lacustre</i>	P/AB3FH8L					3	2	
6 <i>Valvata macrostoma</i>	T/PB2DHLL					2	4	Valvata macrostoma - Aplexa hypnorum- Gesellschaft (VAG) der Tümpel (TPG)
26 <i>Anisus spirorbis</i>	T--P1HR86						3	
14 <i>Aplexa hypnorum</i>	P/TP2HHLL						5	
56 <i>Pisidium casertanum</i>	FTQB-FR693	3					3	

Selbstverständlich werden Bergbäche im Oberlauf nicht in absehbarer Zeit in Tümpel übergehen, aber bei genügender Eutrophierung, verbunden mit Verschlammung des Interstitials können Pisidien aus der Pisidien-Gesellschaft der Fließgewässer der fossilen Aue in die Bergbachregion eindringen und dort charakteristische Arten verdrängen.

Die durch die *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft gekennzeichneten Altwässer stehen unter starkem Einfluß der Donau, wie die hohe Beteiligung von Arten aus der Verarmten *Theodoxus*-Gesellschaft verdeutlicht. Im Zuge der Verlandung geht der Bestand der Flußarten zurück. Stillwasserarten aus der *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft ziehen mit Zunahme der Vegetation ein. Das Zwischenstadium wird durch das Fehlen von Najaden angezeigt (HÄBLEIN, 1966: 103).

Ist der Übergang zum Gießen (dauerhaftes Gewässer mit starkem Grundwassereinfluß) mit der *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft vollzogen, kann die weitere Verlandung und der Übergang zum temporär/periodischen Gewässer lange Zeit durch Grundwasserzustrom verzögert werden.

Die *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft der Tümpel (temporär/ periodischen Gewässer) stellt das letzte Stadium vor dem Übergang zur Feuchtwiese mit feuchtigkeitsliebenden, terrestrischen Molluskenarten wie *Succinea putris*, *Oxyloma elegans*, *Zonitoides nitidus* u. a. (HÄBLEIN, 1966: 110) dar.

Ein Beispiel:

Im oft trockenliegenden **Neudau Graben (Gew. 715)** wurden die meisten Totfunde (12 !) aller Stillgewässer des untersuchten Gebietes gemacht. Die Verschiedenartigkeit der Artenzusammensetzung drängt den Verdacht auf, daß dieses Gewässer im Wandel der Standortfaktoren mehrere Sukzessionsstadien durchlaufen hat – vom Anschluß an die Kößnach (Gew. 50) mit *Radix peregra* (22) und *Ancyclus fluviatilis* (38) aus der Margaritifera margaritifera-Gesellschaft der Bergbäche und ungestörtem Übergang zur rezenten Aue (s. Abb. 1.1.) mit *Radix auricularia* (19), *Gyraulus albus* (31) und *Valvata piscinalis* (7) aus der *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft der Altwässer. Seit dem Bau der Hochwasserdämme ist der Grundwassereinfluß entscheidend und *Valvata cristata* (5), *Bathyomphalus contortus* (30) und *Hippeutis complanatus* (35) aus der *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft der Gießen zogen ein. Sie dominierte bis zur Verlandung mit Übernahme des Gewässers durch die jetzt darin lebende *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft der Tümpel (s. Tab. 4.6.1. u. T in Gew. 715, Tab. 4.3.1.).

Diese Abläufe sind ständigen Wandlungen unterworfen. In der natürlichen Aue wird der Verlandungsprozeß immer wieder unterbrochen, es entstehen durch Flußbettverlagerungen neue Altwässer, Seigen verlanden, an anderen Stellen entstehen neue. Am Rand, im höchsten Bereich der Aue, liegen Gießen. Sie werden nur selten von mehrjährigen Extremhochwässern erreicht, der weit fortgeschrittene Verlandungsprozeß

wird durch Ausräumung des Faulschlammes und Anreicherung mit mineralhaltigem Sediment unterbrochen und um Jahre zurückversetzt. Heute sind die Gießen vom Flußregime abgeschnitten, nur noch über das Grundwasser mit dem Fluß und seiner Dynamik verbunden.

Bei Beibehaltung der momentan im Donaoraum Straubing wirkenden Faktoren würde sich die von HÄBLEIN (1966: 103) festgestellte „stürmische“ Entwicklung der Altwässer über ein „najadenloses Stadium“ der Gießen zur „Mollusken-gesellschaft des Sumpfes“ mit der *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft der Tümpel als Endstadium vor der endgültigen Verlandung fortsetzen. Die relevanten Standortfaktoren haben gezeigt, daß dies im jetzigen Zustand der Aue v. a. durch den landwirtschaftlichen Nährstoffeintrag (angezeigt durch Cl⁻ und NO₃⁻-Gehalte) und Flächenverkleinerung (Abnahme der durchschnittlichen Gewässerfläche in der oben genannten Reihenfolge der Gewässertypen) forciert wird – in der fossilen Aue bedeutend stärker als in der rezenten Aue. In der fossilen Aue vermag nur ein starker Grundwassereinfluß die Verlandung zu verhindern.

Prognosen über mögliche Veränderungen der Gesellschaftsstrukturen durch die Inbetriebnahme der Stauhaltung Straubing

Die mit dem Bau der Stauhaltung Straubing verbundenen Eingriffe werden zu massiven Veränderungen im Flußsystem und Auengefüge führen. Laut SCHLEINER (1985: 98) werden nach Inbetriebnahme der Staustufe neben der Nivelierung des Wasserstands und der Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit der Donau die Grundwasserschwankungen auf ca. 15% der alten Schwankungsbreite zurückgehen. Die Nivelierung schafft konstante Bedingungen sowohl in der rezenten als auch in der fossilen Aue. Hochwasserereignisse im herkömmlichen Sinne mit erhöhter Fließgeschwindigkeit fallen aus, Altwässer werden nicht mehr ausgeräumt, keine offenen Schlammبانke und Böden mehr geschaffen, die Boden-neubildung durch Sedimentation wird unterbunden, die mechanischen Kräfte des Wasserzugs mit ihrer das Auenrelief gestaltenden Kraft bleiben aus (RAAB et al., 1986: 524).

Euryöke Ubiquisten und auf konstante Bedingungen angewiesene Arten werden stenöke, auf die ökologische Nische der schwankenden Donau- und Grundwasserpegel spezialisierte Arten verdrängen.

Die Pisidien-Gesellschaft der Fließgewässer der fossilen Aue und die *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus* – Gesellschaft der Gießen gewinnen an Lebensraum. Beide sind schon heute auf die konstanten Bedingungen ihrer Wohngewässer angewiesen.

In höchstem Maße in ihrem Bestand bedroht sind die Verarmte *Theodoxus*-Gesellschaft der Donau und die *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft der Tümpel. Ihre Lebensraumansprüche, die Dynamik des natürlichen Flußlaufes und seiner Aue werden ausgeschaltet, im Stauraum werden sich die Wassergüte und die Sauerstoffverhältnisse verschlechtern, die Substrate verschlammten. Die zu erwar-

tende Artenverschiebung in der Donau kann bereits in der erst 1985 in Betrieb genommenen Stauhaltung Geisling beobachtet werden, wo jetzt Stillwasserarten der *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft das Feld übernehmen, typische Flußarten fehlen (vgl. HÄBLEIN, 1966: 89 ff).

In ehemaligen Auegebieten der Donau um Tapfheim oberhalb Donauwörth wurde von FALKNER (persönliche Mitteilung) das Verschwinden der *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft nachgewiesen. Das frühere Vorkommen der Arten von VAG wird auch durch HÄBLEIN & STOCKER (1977: 144) belegt.

Hinzu kommt der fortgesetzte Nährstoffeintrag durch die Landwirtschaft. Im Donaoraum Straubing ist bereits festzustellen, daß die *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft der Tümpel an Standorten der fossilen Aue meist nur mit 2 oder 3 Arten in geringer Abundanz vertreten ist, im Gegensatz zu Habitaten der rezenten Aue mit meist allen 4 Arten in großen Abundanzen.

Die Gefährdungssituation der *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft der Altwässer muß längerfristig beurteilt werden. Sie wird vermutlich in tieferen, dauerhaften Stillgewässern noch eine Weile überleben. *Unio pictorum* (40) und *Anodonta anatina* (43) nehmen Kiesweiher als Ausweichbiotope an, während *Radix auricularia* (19) und *Gyraulus albus* (31) eine enge Bindung an höhere Wasserpflanzen zeigen (MEINERT & KINZELBACH, 1985) und sich auch in Gießen aufhalten (s. Tab. 4.6.1.). Die größte Gefährdung für die *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft der Altwässer liegt im Eutrophierungs- und Verlandungsprozeß, während dessen Altwässer in Gießen übergehen. Das weitere Schicksal hängt vom Ausmaß der Eutrophierung und vom Grundwasserstand ab. Wenn der Grundwasserstand erhalten und die Nährstoffzufuhr durch die Landwirtschaft gebremst wird, dürften die Gießen von Bestand sein. Sinkt der Grundwasserstand ab, setzt der Verlandungsprozeß um so schneller ein und es besteht die Gefahr der Versteppung (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI, 1985: 131). Die Weiterentwicklung der Gießen zum temporären Tümpel ist mangels flurnahem Grundwasser und dessen Periodizität nicht möglich.

Gefährdungssituation der Gesellschaften und ihrer Arten:

Die Gefährdungssituation der Gesellschaften entspricht in etwa der „Rote-Liste“ Einstufung (FALKNER, 1990) ihrer Arten:

Die Verarmte *Theodoxus*-Gesellschaft der Donau vereinigt eine „vom Aussterben bedrohte“ (*Lithoglyphus naticoides*, 11), zwei „stark gefährdete“ (*Sphaerium rivicola*, 46 und *Pisidium supinum*, 51) und 4 „gefährdete Arten“ (*Valvata piscinalis*, 7, *Radix auricularia*, 19, *Ancylus fluviatilis*, 38, *Unio pictorum*, 40 und *Anodonta anatina*, 43). Unter Berücksichtigung der erloschenen Arten (*Theodoxus transversalis*, 1, *Theodoxus danubialis*, 2, *Viviparus acerosus*, 4, *Valvata naticina*, 8, *Unio crassus*, 41 und *Pseudanodonta complanata*, 44) kommen zwei „ausgestorbene“ (2 und

8) und 3 „vom Aussterben bedrohte Arten“ (1, 41 und 44) hinzu. Von den 4 Arten der *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft sind zwei „stark gefährdet“ (*Valvata macrostoma*, 6 und *Aplexa hypnorum*, 14) und eine „vom Aussterben bedroht“ (*Anisus spirorbis*, 26).

Die *Margaritifera margaritifera*-Gesellschaft der Bergbäche führt in einem der Bäche noch eine Restpopulation der „vom Aussterben bedrohten“ *Margaritifera margaritifera* (39) und je eine „stark gefährdete“ (*Pisidium amnicum*, 49) und eine „gefährdete“ (*Ancylus fluviatilis*, 38) Art.

Alle Arten der anderen Gesellschaften (die *Pisidien*-Gesellschaft der Fließgewässer der fossilen Aue, die *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft der Altwässer und die *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft der Gießen) sind entweder nicht oder „nur“ als „gefährdet“ eingestuft (FALKNER, 1990).

Der geringe Anteil (24%) nicht auf der Roten Liste stehender Wassermolluskenarten des Gesamtartenbestandes verdeutlicht die Bedeutung des Donautals als Rückzugsgebiet bedrohter Arten und als Artenreservoir nicht nur der Wassermollusken, sondern auch anderer Tiere und unzähliger Pflanzen (LEIBL et al., 1986: 502 ff).

4.6.3. Die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften als Maß für den Struktureichtum der Augewässer und als Kriterium für ihre Bewertung

Angesichts der möglichen Veränderungen in der Artenzusammensetzung und der Gefährdungssituation des Artenbestandes durch die bereits in Bau befindliche Staustufe Straubing und den „Donau-Ausbau“ ist das 3. Ziel dieser Arbeit eine **Bewertung der Augewässer** der Donau. Welche Augewässer sind aufgrund ihrer Artenzusammensetzung typisch für den Lebensraum Donautal und daher unbedingt erhaltenswert? In welchen Gewässern können diese Arten auf Dauer bestehen? Entsprechende Gewässer müssen durch die Bewertung ausgewählt und die wichtigen Standortfaktoren für deren Erhalt herausgestellt werden. **Die Ergebnisse der ökologischen Auswertung bilden eine gute Basis.** Das Verständnis der Dynamik des Systems stellt die Vorbedingung, die verschiedenen Gewässertypen innerhalb ihrer Entwicklungstendenzen gebührend einzuordnen und entsprechende Empfehlungen für ihren Erhalt und Schutz auszusprechen (BRAVARD et al., 1986).

4.6.3.1. Die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften als Maß für den Struktureichtum der Augewässer

Wie in Abs. 4.6.1. dargestellt, können die einzelnen Wassermolluskengesellschaften mit unterschiedlichen „Strukturen“ (= Substrate, Pflanzengesellschaften) verschiedener Gewässertypen oder Zonen innerhalb größerer Gewässer in Verbindung gebracht werden. Zudem repräsentie-

ren sie verschiedene Standortfaktorenkomplexe von unterschiedlicher Dynamik. So drückt die Vielzahl der Gesellschaften in einem Gewässer nicht nur eine räumliche, sondern auch eine zeitliche Strukturierung aus. CASTELLA (1987, I: 137 ff) ordnet einzelnen Makroinvertebratengesellschaften der Aue abgestufte Standortfaktoren zu wie Fließgeschwindigkeit, Schüttung, Grundwasserverhältnisse, Wasseraustausch, Nährstoffzufuhr und Verlandungsstadium und bezeichnet die verschiedenen Konstellationen dieser Zuordnungen als einfachen und brauchbaren Ausdruck für die Diversität der Biotope. Dies entspricht den Verhältnissen im Donauraum Straubing: von den einzelnen Wassermolluskengesellschaften lassen sich bestimmte Faktorenkonstellationen räumlicher (Abs. 4.6.1.) und zeitlicher Art ablesen (Abs. 4.6.2.), z. B.: Die Pfatterer Au Ost (Gew. 6) ist mit 3.5 Gesellschaften sowohl von höchster räumlicher (verschiedene Vegetationszonen neben schlammig-kiesigen Bereichen) als auch zeitlicher Strukturierung (Wasserstandsschwankungen, unterschiedlich auftretende Fließgeschwindigkeit und Abflußkraft). Diese Strukturvielfalt bietet einer Vielzahl verschiedener Wassermolluskenarten und ihren Gesellschaften Lebensräume. Kommt der Mündungsbereich der Pfatterer Au Ost (Gew. 7) mit der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau hinzu, wird die höchste Wertung des ganzen Gebietes (nMG = 5.5) erreicht. Somit drückt die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften (nMG) den Strukturreichtum der Gewässer aus. Diesem Gedanken liegt der Bewertungsansatz zugrunde.

4.6.3.2. Die Bewertung der Augewässer

Der Bewertungsansatz verfolgt zwei Ziele. Zum einen das Aufstellen einer Rangordnung der Augewässer im Donauraum Straubing, zum zweiten die Erarbeitung eines auf die natürlichen Gegebenheiten aufbauenden Bewertungssystems mit der Möglichkeit der Übertragung auf andere Tiergruppen und Ökosysteme.

Die Bewertung der Augewässer anhand der festgestellten Wassermolluskengesellschaften bzw. der sie zusammensetzenden Arten (Abs. 4.3.2. u. Abs. 4.3.3.) ergibt 3 Bewertungsgruppen. Die weitere Auswertung dient der Prüfung, ob diese Einteilung den drei definierten Kategorien (Abs. 4.4.) entspricht. Hierzu wurde nach den die 3 Bewertungsgruppen kennzeichnenden Variablen gesucht.

Als Unterscheidungsmerkmale stellten sich die im Gewässer festgestellte Wassermolluskenartenzahl (nL) (und mit ihr korrelierend: Diversität, H_s , Anzahl der „Rote-Liste-“, nRL, und „rare und seltene Arten“, nr + s), der Chloridgehalt (Cl) der Gewässer (und die mit ihm korrelierende Umland-Einstufung, Ul, sowie die Entfernung von der rezenten Aue, Km) und die Gewässerfläche (ha) heraus. D. h., daß die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften (nMG) einerseits sehr wohl andere, jedoch wenig naturraumorientierte Bewertungskriterien stellvertretend mitefaßt, und andererseits die aufgestellte Rangordnung durch abiotische Faktoren bestä-

tigt wird. Aufgrund dieser Leitfaktoren lassen sich die Gewässer der 3 Bewertungsgruppen charakterisieren und die Übereinstimmung ihrer Eigenschaften mit den Kriterien der 3 Kategorien (Abs. 4.4.) überprüfen.

Augewässer der Bewertungsgruppe 1

Die Augewässer der Bewertungsgruppe 1 haben Wertungen von 2.0 und mehr, d. h. es wurden mindestens 2 oder mehr Wassermolluskengesellschaften (im \varnothing 2.4) und entsprechend viele verschieden strukturierte Bereiche festgestellt. Es handelt sich meist um großflächige Altwässer (im \varnothing 5.4 ha) mit tiefen Bereichen (angezeigt durch Myriophyllo-Nupharetum) und weiten Verlandungszonen mit Wechselwasserröhricht oder größere Flüsse mit verschiedenen Substraten (Schlick, Kies, Steine, Ranunculion fluitantis u. a.). Der Artenreichtum dieser Gewässer wird auf den Strukturreichtum, die relativ geringe anthropogene Belastung (Cl-Gehalt im \varnothing 32.8) und auf die intakten Standortbedingungen der Aue, die die Existenzbedingungen der anwesenden Wassermolluskenarten darstellen, zurückgeführt. Diese Gewässer liegen meist in der rezenten Aue und sind von Grünland umgeben.

Hierzu gehören:

1. Die Donau und das Altwasser westlich Sossau

(siehe Deckblatt: Foto 1 – Oberauer Schleife) Der Molluskenbestand der **Donau** (Gew. 1) ist bereits erheblich dezimiert. Viele typische und z. T. ausschließlich in diesem Raum lebende Arten sind erloschen. Trotzdem ist die Donau im Raum Straubing aufgrund ihrer relativ günstigen Wasserbeschaffenheit und der reichen Strukturierung des Flußbettes (Sand, Grob- und Feinkies und größere Steine, ohne Makrophyten) immer noch mit 9 Arten ($H_s = 1.8$) ein bedeutender Lebensraum der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau (5 „Rote-Liste-“ und 7 „rare“ oder „seltene“ Arten). Von fast allen erloschenen Arten wurden noch in jüngster Zeit vereinzelte Restvorkommen gefunden. Diese Vorkommen liegen im Bereich der oberen und unteren Donau zwischen Ulm und Passau. Es ist nicht zu erwarten, daß diese Arten auch stromabwärts in der restlichen Donau bis zur Mündung noch vorkommen.

In engem Zusammenhang mit der Donau steht das **Altwasser westlich von Sossau** (Gew. 48; 10 Arten; $H_s = 1.9$). Es wird durch die Verarmte Theodoxus-Gesellschaft der Donau als Flußhabitat identifiziert, erklärbar durch die Lage in der Oberauer Schleife. Das junge Altwasser liegt am Prallufer mit ständiger Flußverbindung, wird oft überschwemmt und immer wieder ausgeräumt. Makrophyten fehlen, das Substrat ist erdig-schlammig, Stillwasserarten können hier nicht leben. Dieses Altwasser ist ein bedeutendes Refugium für die typischen Wassermolluskenarten der Donau.

RANFTL (1980: 65-74) hebt die Bedeutung der Donau für rastende und überwinternde Vögel hervor, KOTHÉ (1968), HEBAUER & MEINEL (1983: 16) und FOECKLER (im Druck) weisen auf die Bedeutung der Donau als Ausbreitungsweg nach Westen für ponto-kaspische Arten aus Südosteuropa hin. ZAHLHEIMER

(1979:314) betont die „mittelbare Bedeutung der praktisch makrophythenfreien“ Donau für die Vegetation der Aue. Somit verdient die **Donau** wegen ihrer essentiellen Bedeutung als „Lebensader der gesamten Auenlandschaft“ (ZAHLEHEIMER, 1979: 314) und als Lebensraum seltener, gefährdeter und z. T. endemischer Arten in ihrer heutigen Form uneingeschränkter Schutz und Erhalt ihrer Flußdynamik.

2. Die Pfatterer Au Ost (Foto 2)

Die **Pfatterer Au Ost** (Gew. 6, 701 und 702; 27 Arten, $H_S = 3.2$) nordöstlich von Pfatter entstand beim Mäanderdurchstich in den Jahren 1862 bis 1872 (ZAHLEHEIMER, 1979: 330). Sie kommt mit der *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft im Bereich des Myriophylo-Nupharetum, der *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft im vegetationsreichen Übergang zur Verlandungszone, der *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft im Wechsellagerungsrohrschicht sowie der Verarmten *Theodoxus*-Gesellschaft im erdig-schlammigen Mündungsbereich (Gew. 7; 15 Arten, $H_S = 2.4$) als artenreichstes Augewässer des Donaumaas Straubing mit dem umgebenden Grünland und den Auwaldresten den ursprünglichen natürlichen Verhältnissen am nächsten. Dies ist v. a. ihrer Lage im Dammvorland, dem unmittelbaren Wirkungsbereich der Donau zu verdanken. Zu den für Vegetation und Fauna einschneidenden Ereignissen gehören die jährlich auftretenden Hochwässer, die das Gebiet meterhoch überschwemmen. Die Sedimentation mit ihrer reichhaltigen Nährstoffversorgung und die das Auenrelief gestaltende Erosion sind von besonderer Bedeutung.

Die Pfatterer Au Ost (Gew. 6) stellt zusammen mit den beiden in der fossilen Aue gelegenen abgeschnittenen Mäander (Gew. 3 und 4) mit ca. 165 ha das größte Stillgewässergebiet des Untersuchungsraumes dar. Der größere Altarm westlich von Pfatter wurde auf natürliche Weise im 18. Jahrhundert von der Donau verlassen, der mittlere ca. 1840 abgetrennt (ZAHLEHEIMER, 1979: 330). Die „Alte Donau“ (Gew. 3) westlich von Pfatter wird von der *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft als Gießen mit zunehmender Verlandung (vgl. ZAHLEHEIMER, 1979: 331) und starker Verschlammung des Gewässergrundes charakterisiert. Die Verbindung (Gew. 4) zwischen der westlichen „Alten Donau“ (Gew. 3) und dem mittleren Mäander nördlich von Pfatter zeigt als einziger Standort der Verarmten *Theodoxus*-Gesellschaft in der fossilen Aue Flußcharakter. Die Gesellschaft wird von nur 3 Arten vertreten, entsprechend der schon von ZAHLEHEIMER (1979: 330 ff) festgestellten schlechten Wasserqualität, äußerlich angezeigt durch Abwasserpilz, gemessen am Cl-Gehalt des Wassers (63 mg/l). Die in der fossilen Aue gelegenen Teile der Pfatterer Au sind artenärmer als der im Dammvorland liegende Ostteil (Gew. 6). Dies rührt von der erheblichen anthropogenen Belastung durch landwirtschaftliche und häusliche Abwässer aus der Umgebung und dem Ort Pfatter her, die negative Wirkung wird durch 2 zufließende Bäche (der Geislinger Mühlbach, Gew. 2 im Westen mit 71.4 mg Cl/l und die

Pfatter im Süden) und die fehlende Erneuerungswirkung durch Hochwässer verstärkt.

Das Gebiet wird als Gesamtkomplex beurteilt und ZAHLEHEIMER's (1979: 330 ff) Vorschlag, die Pfatterer Auen zum Naturschutzgebiet zu erklären, wird bekräftigt. In diesem Gebiet leben vier der fünf auentypischen Wassermolluskengesellschaften (VTD, RGG, VPG und VAG), alle sind durch die bevorstehenden Veränderungen im Auengefüge in ihrem Fortbestand bedroht (vgl. Prognosen im Abs. 4.6.2.). Hinzu kommen einige „rare“ und „seltene Arten“, z. B. *Acroloxus lacustris* (13), *Radix ampla* (21), *Anodonta cygnea* (42) und *Pisidium casertanum* forma ponderosa (57). Somit sind die Pfatterer Auen ein nicht nur für Wassermollusken unverzichtbarer Lebensraum, sondern auch von essentieller Bedeutung für das Überleben anderer auentypischer Artengemeinschaften (vgl. OAG, 1986).

3. Die Gmünder Au und die Wiesent (Foto 3)

Die **Gmünder Au** ist mit ihrem Umland einer der größten Gewässerkomplexe (ca. 150 ha) im Untersuchungsgebiet. Sie liegt ähnlich wie die Pfatterer Au Ost (Gew. 6) innerhalb des Dammvorlandes, wo die Auendynamik größtenteils wirksam ist und auch nach dem Aufstau erhalten bleibt. Folglich ist das Gelände mit vielen Übergängen von flachen zu tieferen Bereichen (Gew. 26) sowie einzelnen Seigen und Buckeln (Gew. 710) abwechslungsreich strukturiert. Flußähnliche Bereiche (Gew. 25, 709 und 712) werden durch den Durchfluß der Wiesent (Gew. 23), mit der sie in enger Verbindung stehen, erhalten. Von Osten kommend wird die **Wiesent** (Gew. 23, 705 und 706; 18 Arten, $H_S = 2.4$) ab Wörth an der Donau von Hochwasserdämmen begleitet, die einen kleinen Aubereich mit Temporärgewässern (Gew. 707 und 708) einschließen, und nimmt von Norden zufließende Bergbäche (Gew. 22 und 24) auf, um in den Nordteil der Gmünder Au zu münden. Diese Verzahnung verschiedenster Gewässertypen mit unterschiedlicher Strukturierung hat eine reichhaltige Molluskenbesiedlung zur Folge:

- Die Margaritifera margaritifera-Gemeinschaft der Bergbäche (z. B. Gew. 24),
- Die *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-, die *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*- und die *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaften in den verschiedenen Stillwasserbereichen (z. B. Gew. 26, 710 u. 711; 19 Arten; $H_S = 2.3$ oder Gew. 705-708),
- Die Verarmte *Theodoxus*-Gesellschaft im Mündungsabschnitt mit Flußcharakter (z. B. Gew. 25, 709 und 712 mit 13 Arten; $H_S = 2.2$).

Neben diesen charakteristischen Wassermolluskengesellschaften leben hier einige „rare“ und „seltene Arten“, z. B. *Radix peregra* (22), *Anisus leucostoma* (27), *Anodonta cygnea* (42), *Pisidium amnicum* (49), *Pisidium personatum* (55) und *Pisidium casertanum* forma ponderosa (57). Die vielen Totfunde „seltener“ und z. T. im Gebiet „erloschener Arten“, z. B. *Theodoxus transversalis* (1), *Valvata naticina* (8), *Radix ampla* (21), *Gyraulus rossmaessleri* (33), *Unio crassus* (41) und *Pseudanodonta complanata* (43) zeugen vom früheren Artenreichtum der Aue und ihrer Zuflüsse.

4. Der Stadldorfer See (Foto 4)

Der **Stadldorfer See** (Gew. 27) ist mit der *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*-Gesellschaft der Gießen und der *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft der Altwässer (13 Arten, $H_S = 2.1$) eines der artenreichsten Gewässer der fossilen Aue. Die durch zwei Wassermolluskengesellschaften angezeigte Strukturvielfalt findet in der Vegetation ihre Entsprechung: dauerhafte Großröhricht-, Hornblatt- und Teichrosen-Gesellschaften (vgl. ZÄHLHEIMER, 1979: 361). Der „See“ stellt zusammen mit dem Mühlbach (Gew. 28-30) ein wesentliches Element des Feuchtgebietkomplexes „Kiefelmauther Polder“ zwischen der Gmünder Au und Niederachdorf dar. Der geringe Flurabstand des Grundwassers schließt eine intensive landwirtschaftliche Nutzung großer Teile des Polders aus. Wegen des starken Grundwassereinflusses werden der Stadldorfer See und der Mühlbach als Gießen identifiziert. Erst im letzten Abschnitt (Gew. 30) vor dem Siel zum Altwasser Niederachdorf (Gew. 32) wird der Mühlbach durch die *Pisidien*-Gesellschaft als Fließgewässer der fossilen Aue charakterisiert. Das Gebiet wird zusätzlich durch Seigen in der Nähe des Hochwasserdamms mit der *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft bereichert. Im Stadldorfer See (Gew. 27) lebt eine der wenigen Populationen der „stark gefährdeten“ (FALKNER, 1990) Großmuschel *Anodonta cygnea* (42). Im Bereich der Terrassenkante zwischen Stadldorf und Niederachdorf wurde eine fossile Schale der äußerst seltenen und „vom Aussterben bedrohten“ (FALKNER, 1990) *Gyraulus acronicus* (32) gefunden (JUNGBLUTH et al., 1986: VII). Die Schale stammt vermutlich aus einer Zeit, als die Donau bis an die Terrassenkante heranreichte.

5. Die Url (Foto 5)

Die **Url** (Gew. 78; 14 Arten, $H_S = 2.3$) ist wegen ihres Artenreichtums und Anschlusses an das Binnenentwässerungssystem Aholting-Obermotzing (Gew. 77, 79, 81 bis 84 u. 87 bis 96) von zentraler Bedeutung. Typisch für ihre Lage in der fossilen Aue sind die das Gewässer großflächig umgebenden Schilfbestände und die sehr artenreiche Vegetation, deren Strukturierung sich in den vorgefundenen Wassermolluskengesellschaften vereinfacht widerspiegelt: die *Valvata cristata* -*Planorbis carinatus*-Gesellschaft im *Phragmitetum communis* und in den *Lemnion minoris*-Assoziationen sowie die *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft im *Myriophyllo-Nupharetum*. Die drohende Eutrophierung und Verlandung durch Nährstoffeintrag (Irlinger Graben, Gew. 77, und Umgebung) wurde bisher durch den starken Grundwasserzustrom verzögert. ZÄHLHEIMER (1979: 362) schlägt die Url wegen ihres Artenreichtums mit vielen „Rote-Liste-Arten“ trotz ihres „wenig auenspezifischen Charakters“ als Naturdenkmal vor. Dies entspricht den Wassermolluskenbefunden. Großmuscheln und Arten temporärer Gewässer fehlen völlig, wohingegen auf dauerhafte Gewässer angewiesene, z. T. als „gefährdet“ eingestufte (FALKNER, 1990) Arten reichlich vertreten sind.

6. Das Oberzeitldorner Altwasser und der Baulacken (Fotos 6 u. 7)

Das **Oberzeitldorner Altwasser** (Gew. 42, 713 und 714; 17 Arten; $H_S = 2.6$) und der **Baulacken** (Gew. 80; 13 Arten; $H_S = 2.3$), beide mit der *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft und der gefährdeten *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft, liegen in der rezenten Aue und zeichnen sich durch besonderen Struktur- und Artenreichtum auf verhältnismäßig engem Raum aus. Sie setzen sich aus größeren Gewässern und angrenzenden Seigen (Gew. 713 und 714 bzw. 721) zusammen. Das Oberzeitldorner Altwasser (Gew. 42) ist tiefer als der regelmäßig trockenfallende Baulacken (Gew. 80). Dementsprechend fehlen im Baulacken die beiden Großmuscheln *Unio pictorum* (40) und *Anodonta anatina* (43). Besondere Erwähnung verdienen das frühere Vorkommen von *Unio crassus* (41) im Oberzeitldorner Altwasser (Gew. 42) und der seltene Fund von *Gyraulus acronicus* (32) im Baulacken (Gew. 80). Beide Arten sind „vom Aussterben bedroht“ (FALKNER, 1990) und im Donauraum Straubing nur tot nachzuweisen. ZÄHLHEIMER (1979: 346 ff) schlägt die Donauaue südlich von Oberzeitldorn als Naturschutzgebiet vor. Dies verdient auch der Baulacken.

7. Ober- und Niedermotzinger Altwässer (Foto 8)

Die **Altwässer im Dammvorland zwischen Ober- und Niedermotzing** (Gew. 92 mit 17 Arten; $H_S = 2.6$ und Gew. 93 mit 20 Arten; $H_S = 2.6$), beide mit den *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-, *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*- und *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaften, sind von ungewöhnlichem auenspezifischen Artenreichtum. In ihrem abwechslungsreichen Relief mit entsprechenden Pflanzengesellschaften und durch ihre geschützte Lage in der rezenten Aue kommt die Dynamik der Donau voll zum Tragen. Das Gebiet ist landwirtschaftlich kaum genutzt und von Auwaldresten umgeben. Der langgestreckte Altwassergraben (Gew. 92) ist nicht tief und fast völlig mit Wasserpflanzen ausgekleidet. Hier fehlen im Gegensatz zum tieferen Altwasser (Gew. 93) gegen Austrocknung empfindliche Großmuscheln. Im größeren Altwasser (Gew. 93) ersetzt die seltene *Anodonta cygnea* (42) vermutlich die fehlende *Anodonta anatina* (43).

8. Das Kleine Laaber-Altwasser (Foto 9)

Das **Kleine Laaber-Altwasser** (Gew. 96; 15 Arten; $H_S = 2.1$) gehört mit Vertretern aus den *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-, *Valvata cristata* – *Planorbis carinatus*- und *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaften zu den artenreichsten Altwässern der fossilen Aue. Dies entspricht dem abwechslungsreichen Relief innerhalb des Gewässers mit tiefen und seichten Bereichen mit den jeweils typischen Makrophythenausstattungen. Die Reichhaltigkeit erscheint besonders verwunderlich angesichts der intensiven Nutzung der direkten Umgebung durch Ackerbau und Viehzucht. Die geschlossene und heckenartig dichte Ufervegetation konnte vermutlich bisher als Puffer wirken.

Ob sie diese Funktion auf Dauer erfüllen kann, ist zweifelhaft. In einer ähnlichen Situation wie das Kleine Laaber Altwasser steht das Kleegraben Altwasser (Gew. 95, Foto 10).

9. Das Laabersystem (Foto 11)

Die **Alte Laaber** (Gew. 100; 12 Arten; $H_S = 2.0$) mit der Pisidien-Gesellschaft der Fließgewässer der fossilen Aue ist das artenreichste Fließgewässer der fossilen Aue. Die vielen nur tot (insgesamt 14!) und z. T. noch lebend nachgewiesenen Arten (*Unio pictorum*, 40 und *Anodonta anatina*, 43) aus der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau und den Radix auricularia – Gyraulus albus-, bzw. Valvata cristata – Planorbis carinatus-Gesellschaften (s. Gew. 100 in Tab. 4.3.1.) weisen auf die frühere Auenzugehörigkeit mit wesentlich größerer Artenzahl hin. Das weit verzweigte und aus vielen Armen netzartig das Gelände durchziehende Grabensystem der Alten Laaber vermittelt einen Eindruck über den früheren Charakter der Donauauen (s. Abb. 1.1.). Zusätzlich aufgewertet wird das Gebiet durch ihre großzügig von der Agrarnutzung ausgeschlossene Umgebung mit großflächig erhaltenen Auwaldresten und Grünland, die eine gute Pufferung bewirken und ein bedeutendes Rückzugsgebiet für viele Tiere und Pflanzen darstellen. Lediglich die Wasserqualität ist mangelhaft. Die starke Eutrophierung ($\Sigma\text{-PO}_4^{3-}$: 1.4 mg/l) kommt vermutlich durch die angeschlossenen Weiher und die Einleitung landwirtschaftlicher und häuslicher Abwässer.

Sehr hohen Anteil an beiden Fließwassergesellschaften hat der kanalisierte Mündungsabschnitt der **Großen Laaber** (Gew. 104; 11 Arten; $H_S = 2.0$) zwischen Wallmühle und Oberau. Der Flußabschnitt steht in unmittelbarer Verbindung mit der Donau und ist ähnlich strukturiert, weshalb er von einigen Flußarten der Donau als Ausweichbiotop angenommen wird, z. B. von *Lithoglyphus naticoides* (11), *Unio pictorum* (40) und *Pisidium supinum* (51). Bereichert wird das System vom Abschnitt der **Kleinen Laaber** vor der Wallmühle (Gew. 101, 7 Arten, $H_S = 1.4$).

10. Hornstorfer Seen- und Grabensystem (Foto 12)

Das **Hornstorfer Seen- und Grabensystem** (Gew. 56-60, 716 und 717) besteht aus alten, ehemaligen Mäandern der Donau. Der östliche „See“ (Gew. 59; 10 Arten; $H_S = 1.8$) ist stärker verlandet und artenärmer als der westliche (Gew. 58) und ist der Bewertungsgruppe 2 zugeordnet. Der westliche „See“ ist mit 19 Arten das artenreichste ($H_S = 2.7$) Gewässer der fossilen Aue. Hier lebt mehr als ein Drittel des gesamten und fast die Hälfte des lebenden Artenbestandes limnischer Mollusken (17 Schnecken- u. 3 Muschelarten) im Donaualtraubing. Der als Verknüpfungstelle zwischen rezenter und fossiler Aue wirksame Hornstorfer Graben (Gew. 60, Abb. 4.1.2.) ist mit 18 Arten ($H_S = 2.7$) ebenfalls bemerkenswert. Die restlichen Gewässer des Systems sind verarmt. Der Fortbestand der Seen und Gräben (Gew. 56-59 bzw. 716, 717 und 60) ist wegen der bis an die Ufer reichenden intensiven Landwirtschaft und der dadurch beschleunigten Verlandung in Frage gestellt.

Die Gewässer der Bewertungsgruppe 1 verdienen aufgrund ihrer autotypischen Besiedlung uneingeschränkter Schutz und den Erhalt ihrer auenspezifischen Faktoren. Sie entsprechen weitgehend den in Abs. 4.4. formulierten Kriterien der Kategorie 1. Alle sind arten- und strukturreich und in ihrer Artenzusammensetzung in etwa vorhersagbar. Trotz der Biotopgröße kann man nicht in jedem Fall von einer verhältnismäßig störungsfreien Entwicklung ausgehen. Vielfach fehlt die vor den Einflüssen der Landwirtschaft puffernde Umgebung und droht der Verlust der autotypischen Faktoren.

Augewässer der Bewertungsgruppe 2

Grundsätzlich sind alle Gewässer der Bewertungsgruppe 2 schutzwürdig. Hervorgehoben seien die Pfatterer Au West (Gew. 3), das Kirchenbach Altwasser (Gew. 10), die Gewässer des Kiefelmauther Polders und Dammvorlandes (Gew. 28-33), der Hornsdorfer See Ost (Gew. 59), die Seige und der Tümpel im Dammvorland nordöstlich Aholting (Gew. 85/86) und der Kleegraben bei Obermotzing (Gew. 94/95). Sie stellen wie die Gewässer der Bewertungsgruppe 1 typische Elemente der Aue dar. Der wesentliche Unterschied zur Bewertungsgruppe 1 besteht in den standörtlichen Eigenschaften mit Entwicklungstendenz in Richtung einer Verschlechterung, erkennbar an der Wasserqualität. Meist handelt es sich um kleine Gewässer, deren Artenbestand durch die anthropogenen Einflüsse der Umgebung, die sich auf Gewässer geringer Größe stärker auswirken, reduziert ist.

Die Augewässer der Bewertungsgruppe 2 stehen in jeder Beziehung (Artenzahl, Diversität, Anzahl „Rote-Liste-“ und „rare und seltene Arten“, Gewässerfläche, Umland-Einstufung und Entfernung von der rezenten Aue) der Bewertungsgruppe 3 näher als der Bewertungsgruppe 1, wobei der Übergang von Bewertungsgruppe 1 über 2 zu 3 jeweils ein Kontinuum darstellt (s. Abb. 4.5.4.8.). Ausnahmen bilden der Cl⁻-Gehalt und die Evenness. Der Cl⁻-Gehalt ist in den Bewertungsgruppen 1 und 2 etwa gleich, jedoch in Gruppe 3 merklich höher. Die Evenness unterscheidet nur Bewertungsgruppe 1 und 2 von 3. Von den 40 Gewässern der Bewertungsgruppe 2 liegen 12 (30%) in der rezenten, 28 (70%) in der fossilen Aue. Die durchschnittliche Umland-Einstufung (U1 = 4.3) steht zwischen Landwirtschaft mit schmalen Pufferstreifen (U1 = 3) und großflächigen Schilfbeständen (U1 = 5). Beide Umgebungen sind typisch für die fossile Aue und spiegeln die Realität wider. Es handelt sich meist um Stillgewässer.

In diesen Gewässern lebt mindestens eine „typische“ Wassermolluskengesellschaft. In manchen wurden eine oder mehrere „reduzierte“ Gesellschaften festgestellt, die u. U. darauf hinweisen, daß sich das Gewässer im Übergang von einem Sukzessionsstadium zum nächsten befindet; dies könnte bedeuten, daß die „reduzierte“ Gesellschaft entweder gerade „am Schwinden“ oder „im Kommen ist“, z. B. das najadenlose Stadium der Radix auricularia – Gyraulus albus-Gesellschaft in verlandenden Altwässern. Die Ursache kann natürlich oder anthropogen sein.

Die Eigenschaften der Gewässer der Bewertungsgruppe 2 entsprechen der in Abs. 4.4. formulierten Definition der Kategorie 2. Der reduzierte Bestand an typischen Arten ändert sich aufgrund intensiver anthropogener Beeinflussungen fortlaufend in Richtung abnehmender Artenzahl. Kleingewässer, die natürlicherweise oftmals die besonders gefährdete Valvata macrostoma – Aplexa hypnorum-Gesellschaft beherbergen, werden in ihrem „Wert“ u. U. unterschätzt (z. B. Gew. 15, 31, 33, 40, 85, 86). In diesen Fällen muß die Artenszusammensetzung und v. a. die Lage mitberücksichtigt werden. Je größer die Nähe zum Stauwurzelbereich der Staustufe Geisling, im Idealfall in der rezenten Aue, desto höher ist die Überlebenschance nach Inbetriebnahme der Stauhaltung Straubing.

Augewässer der Bewertungsgruppe 3

Die Gewässer der Bewertungsgruppe 3 sind die bisher am meisten durch die moderne Agrarpolitik in Mitleidenschaft gezogenen Biotope der Aue. Es sind die kleinsten Gewässer der Aue (im \emptyset : 0,6 ha) mit den höchsten Cl-Gehalten (im \emptyset : 48,2 mg/l). Sie liegen in der fossilen Aue. Dies entspricht ihrer Umland-Einstufung (im \emptyset 2,1) zwischen direkt angrenzenden (UI = 1) und durch schmale Pufferstreifen nur schwach abgeschirmten landwirtschaftlichen Flächen (UI = 3). Von den 39 Gewässern dieser Bewertungsgruppe liegen nur 12 (31%) in der rezenten Aue. Dabei handelt es sich in vielen Fällen um stark von der fossilen Aue beeinflusste Gewässer (z. B. Gew. 9, 37, 55, 63, 64 und 90) oder um relativ junge, bei Flußregulierungen der letzten Jahre neu entstandene Altwässer (z. B. 11, 43, 45 und 47). Charakter- und Leitarten der Aue fehlen, hier leben anspruchslose „Allerweltsarten“. Eine ungestörte Entwicklung der Gewässer ist nicht möglich. Die Definition der Kategorie 3 (Abs. 4.4.) stimmt mit den Eigenschaften der Gewässer dieser Bewertungsgruppe überein.

Abschließend wird festgestellt, daß die Bewertung der Augewässer anhand ihrer Wassermolluskenbesiedlung die Verhältnisse im Gewässer repräsentativ widerspiegeln: die Gesellschaften zeigen bestimmte für das Leben der beteiligten Arten bedeutende Faktoren an, während die Anzahl der Gesellschaften die „Qualität“ der Biotope dokumentiert. Demnach sind Wassermolluskengesellschaften auf zweierlei Weise als Bioindikatoren anwendbar:

- „wertfreie“ Charakterisierung der Augewässer und ihrer Faktoren,
- Bewertung der Augewässer.

Die Eigenschaften der Gewässer der 3 Bewertungsgruppen entsprechen den Kriterien der 3 Kategorien (Abs. 4.4.). Deshalb wird im Folgenden statt von Bewertungsgruppen von Kategorien gesprochen.

4.6.3.3. Vorschläge und Empfehlungen zum Schutz und Erhalt der Augewässer

Nach Bewertung und Einteilung der Augewässer nach Schutzwürdigkeit, mit Kenntnis einiger für ihren „Wert“ wichtiger Faktoren und ange-

sichts der Prognosen, werden einige Empfehlungen für deren Erhaltung vorgeschlagen.

Drei Belastungen gefährden jetzt und zukünftig den Fortbestand aller Augewässer und ihrer typischen Artengemeinschaften:

- Der Wegfall der Flußdynamik mit den wesentlichen Standortfaktoren der Aue**
Betroffen davon sind v. a. die Gewässer der rezenten Aue, die z. T. direkt durch Überstauung verloren gehen, aber auch Gewässer der fossilen Aue durch Nivellierung der Grundwasserhältnisse.
- Grundwasserabsenkung**
Die bereits stattfindende Grundwasserabsenkung durch Drainagegräben der Landwirtschaft wird durch die Staustufe Straubing verstärkt.
- Der intensive Nähr- und Schadstoffeintrag durch die Landwirtschaft**
Dies betrifft v. a. die Gewässer der fossilen Aue, aber in Zukunft in stärkerem Maße auch jene (verbleibenden) der rezenten Aue, da durch das Aufstauen der Donau eine noch stärkere Eutrophierung eintreten wird.

Diese für den Erhalt der typischen Artenbestände der Aue negativen Einflüsse können nur durch geeignete landschaftspflegerische Maßnahmen in ihrer Wirkung eingeschränkt werden, wobei der Verlust der autotypischen Standortfaktoren kaum auszugleichen ist. Für den Donauroum Straubing werden in Anlehnung an BLAB (1986), DISTER (1985 ff), FALKNER (1986), KAGERER et al. (1988), PLACHTER (1983), OAG (1986), SCHREINER (1987b) und SIEBÉCK & REICHHOLF (1980) Gestaltungsvorschläge gemacht. Detaillierte Erläuterungen zur Gestaltung einzelner Gewässer und Gewässersysteme sind in SIEBECK & FOECKLER (1986) und FOECKLER (1990) zu finden.

1. Reaktivierung der Aue zum Hochwasserschutz
Durch die Rückverlegung der Dämme im Bereich des Kiefelmauther Polders bis an die Terrassenkante zwischen Tiefenthal und Niederachdorf und im Bereich der Pfatterer Au West (Gew. 3) bis Pfatterer würde das Gebiet der Pfatterer (Gew. 3-7) und Gmünder Auen (Gew. 25/26) eine Aufwertung erfahren. Der Stadldorfer See (Gew. 27) mit dem Mühlbach (Gew. 28 bis 30) und dem bereits als Naturschutzgebiet „Kiefelmauther Polder“ ausgewiesenen Feuchtgebiet würden in diesem Fall renaturiert, d. h. der Flußaue wieder zugeführt werden. Das gesamte Gebiet stünde als Retentionsraum für Überschwemmungen zur Verfügung. Da diese Flächen im Stauwurzelbereich unterhalb der Staustufe Geisling bzw. im ersten Drittel der Stauhaltung Straubing liegen, bleibt die natürliche Auedynamik größtenteils erhalten, und damit sind die natürlichen Voraussetzungen für den Fortbestand der Artengemeinschaften der Aue gegeben. Die Polder – wegen des geringen Flurabstands des Grundwassers derzeit nur auf eng begrenzten Flächen landwirtschaftlich genutzt – könnten auf extensive Grünlandnutzung umgestellt werden. Diese Erweiterung der rezenten

Aue im Stauwurzelbereich wäre sowohl im Sinne des Natur- als auch des Hochwasserschutzes.

2. Verbesserung der Wasserqualität und Abschirmung vor anthropogenen Einflüssen

In allen Bereichen ist eine erhebliche Verbesserung der Wasserqualität die Grundvoraussetzung.

In der fossilen Aue ist auf Dauer eine zuverlässige Abschirmung vor den Einflüssen der Umgebung unumgänglich, zumal die eutrophierungshemmende Wirkung des zuströmenden Grundwassers durch den Aufstau der Donau verloren geht. Es müssen breite Pufferstreifen mit standortgerechter Ufervegetation angelegt werden (vgl. SCHREINER, 1987b: 218 ff).

3. Simulation der Auedynamik

Eine Möglichkeit, einen Teil der Standortfaktoren der Aue zu simulieren, ist das Fluten von eingedämmten Altwässern mit anschließendem allmählichen Abfluß über das Binnenentwässerungssystem. Für zwei Altwasserkomplexe wurden solche Erhaltungspläne erarbeitet: für die Oberauer Schleife von SIEBECK & REICH-HOLF (1980) und für das Oberzeitldorner Altwasser (Gew. 42) vom Neubauamt Regensburg und von KAGERER et al. (1988).

Eine weitere Möglichkeit ist die vom Wasserstand abhängige Einleitung von Donauwasser in die Grabensysteme der fossilen Aue, das über die Binnenentwässerung (z. B. Gew.81-96 und 104) der Donau wieder zukäme. Dies würde zur Selbstreinigungskraft der Donau beitragen, und – falls die Dynamik mit zeitweisem Trockenfallen der Gräben oder der angeschlossenene Flachwasserbereiche groß genug ist – bei länger anhaltendem Niedrigwasser u. U. Lebensräume für die Arten temporär/periodischer Gewässer schaffen.

4. Verbundsystem mit Vergrößerung der Arealflächen

Der Zusammenschluß mehrerer Gewässer zum Verbund hat folgende Ziele:

- Vergrößerung der Gesamtareale und der Strukturvielfalt,
- Förderung des Artenaustausches zwischen einzelnen Gewässern,
- Förderung des Individuenaustausches zwischen Populationen verschiedener Gewässer zur Vermeidung von negativen Auswirkungen genetischer Isolierung (BLAB, 1986: 16).

Die starke Isolation von Populationen ist laut HEYDEMANN (1981: 33) besonders nachteilig für verbreitungsschwache Arten (z. B. Wassermollusken). Als Populations-Minimalareale für Makroinvertebraten von 10-50 mm Körperlänge nennt HEYDEMANN (1981: 36) 5 bis 20 ha. Da nur wenige zusammenhängende Gewässerkomplexe des Donauraums Straubing so groß sind, kann dieser Anspruch nur durch Vernetzung der vorhandenen Gewässer im Verbundsystem erreicht werden. Dies kommt auch dem früheren Charakter der Aue als weitverzweigtem Feuchtgebietkomplex nahe (s. Abb. 1.1.). Verbundsysteme haben jedoch in der Aue nur Sinn für den Erhalt der typischen Fauna, wenn gleichzeitig der Erhalt der stand-

ortstypischen Strukturen und Faktoren (z. B. durch Simulation, s. o.) gewährleistet ist (vgl. PLACHTER, 1983: 80).

5. Ausweichbiotope

Als Ausweichbiotope wurden bisher schon die Mündungsbereiche der Nebenflüsse von einem Teil der Flußfauna angenommen. Dies sollte auch in Zukunft möglich sein. Die Wiesent bleibt in ihrer heutigen Form bestehen, der Mündungsabschnitt der Großen Laaber wird nach unterhalb der Staustufe Straubing verlegt, wodurch sich ähnliche Biotopverhältnisse einstellen dürften. Für die Altwasserfauna, insbesondere die Großmuscheln, kommen Kiesweiher in Frage, die bei entsprechender Gestaltung vermutlich auch von anderen Arten dauerhafter Gewässer angenommen werden (s. hierzu: PLACHTER, 1983). Am schwierigsten bis unmöglich dürfte es sein, Ausweichbiotope für die Fauna von Temporärgewässern zu finden.

6. Ausgleichsmaßnahmen

Im Fall eines der untersuchten Bergbäche besteht die Möglichkeit, eine dezimierten Population der „vom Aussterben bedrohten“ (FALKNER, 1990) *Margaritifera margaritifera* (39) durch Sanierung (vgl. FALKNER, 1986) und Schutz ihres Lebensraumes zu fördern und zu erhalten (FOECKLER, 1990). Im Mittelpunkt steht der Erhalt eines Naturraums in seiner natürlichen Ausprägung und Artenzusammensetzung durch Wiederherstellung ursprünglicher Verhältnisse als Ausgleich für den Verlust der „Natürlichkeit“ der Donauaue.

Die Empfehlungen lassen sich zusammenfassen:

Die Augewässer der Kategorie 1 sind uneingeschränkt zu schützen und durch Erhalt der natürlichen Bedingungen der Aue und Abschirmung vor anthropogenen Einflüssen zu bewahren. Besondere Bedeutung erlangen die Gewässer im Stauwurzelbereich unterhalb der Stauhaltung Geisling. Durch den Verbund und die Verzahnung der Augewässer der Kategorie 2 mit Gewässern der Kategorie 1 könnte ihre Entwicklung in Richtung Kategorie 1 nach Beseitigung anthropogener Störungen eingeleitet werden. Hierdurch entstünden größere Komplexe im Verbundsystem, die den vorhandenen Arten bessere Ausbreitungsmöglichkeiten und die Sicherung des Genaustausches garantierten (HEYDEMANN, 1980: 50). Nur so kann die Entwicklung dieser Gewässer zur Kategorie 3 gestoppt werden.

Die Gewässer der Kategorie 3 sind nur durch die Anlage von breiten Pufferstreifen und Verbesserung der Wasserqualität zu „retten“ Die Wiederbesiedlung mit typischen Arten der Aue setzt den Verbund mit den Gewässern der Kategorien 1 und 2 mit „Überschuß-Populationen“ betreffender Arten voraus (HEYDEMANN, 1980: 56). Allerdings können diese nur „einziehen“, wenn ihre Standortfaktoren erfüllt sind. Sonst ist eine weitere Ausbreitung von Ubiquisten zu befürchten.

Abb. 6.6.2. faßt die z. T. bereits in die landschaftspflegerische Begleitplanung eingegangenen Vorschläge zusammen.

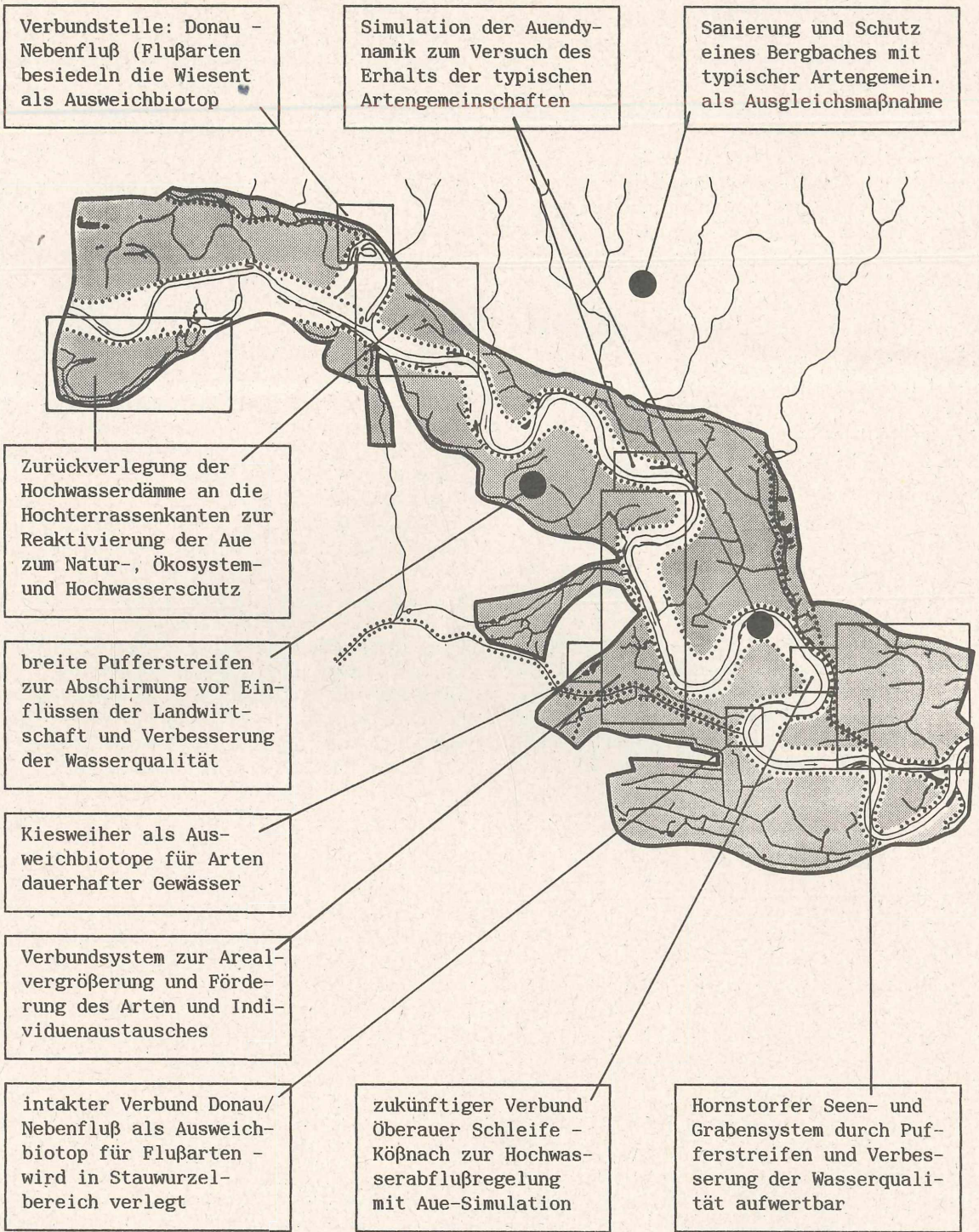


Abbildung 4.6.2.

Vorschläge zur Gestaltung des Donauraums Straubing im Rahmen des landschaftspflegerischen Begleitplans mit dem Ziel, typische Artengemeinschaften der Aue durch die Förderung ihrer Lebensräume zu erhalten (DISTER, 1987; KAGERER et al., 1988; PLACHTER, 1983; OAG, 1986; SIEBECK & FOECKLER, 1986; SIEBECK & REICHHOLF, 1980). Als Ausgleichsmaßnahme für in der Aue verloren gegangene Biotope bietet sich die Sanierung und der Schutz eines Baches mit typischer Bergbachgemeinschaft an (FOECKLER, 1990).

5. Diskussion

5.1. Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren und Methodenkritik

Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren

Als der älteste Versuch der **Bioindikation** gilt das Saprobien-system zur Gewässergütebestimmung

(REMMERT, 1980: 261). Der Zustand eines Biotops wird durch einzelne Arten – herausgehoben aus ihrer Umwelt – „bewertet“. Was jedoch besagt das Fehlen/Vorhandensein einzelner Arten oder Artengemeinschaften, ohne zu wissen, ob sie typisch für den untersuchten Lebensraum sind? Das Fehlen beruht nicht immer auf Schadstoffeinwirkung. Von den 2800 in Bayern festgestellten Fließwasserarten

(MAUCH et al., 1985) sind nur 182 (6.1%) soweit untersucht, daß man ihre Indikationsfähigkeit gewichten kann (MAUCH et al., 1985: 13). Von diesen 182 sind wiederum nur 50 (4.1%) sehr gute bis ziemlich gute Indikatoren für Saprobie und erlauben mehr oder weniger eindeutige Aussagen über ihre Lebensräume. Dabei handelt es sich um Extrembiotop: entweder sauerstoffreiche Bachoberläufe oder sauerstoffarme Flußunterläufe. Z. B. werden nur Tiere der kaltstenohermen Oberläufe von Mittelgebirgsbächen als Maß für die Gewässergüteklasse I herangezogen. Somit gelangen intakte Mittel- und Unterläufe von Flüssen nicht in die „Güteklasse I“ und sind trotz ihres Artenreichtums (im unbelasteten Zustand) laut Saprobien-system weniger „wertvoll“ als Oberläufe. Für eine objektive Bewertung muß die Kenntnis des Naturraums die Voraussetzung sein. Da die mangelnde Aussagekraft einzelner Arten einschränkend wirkt, wird die Suche nach Artengemeinschaften vorgeschlagen, die für den zu bewertenden Untersuchungsraum typisch sind und sich zu dessen differenzierter Charakterisierung eignen. An die Stelle der Saprobie tritt ein Maß für die Natürlichkeit des Systems. Zunächst wird der Naturraum wertfrei ökologisch charakterisiert, dann erst sind Aussagen über ein Gewässer und eine Bewertung möglich.

Zur Charakterisierung des Donauraums Straubing wurden **Wassermollusken** gewählt und ihre Eignung als Bioindikatoren geprüft. CASTELLA (1987, I: 185) sieht nach dem Vergleich von 6 Makroinvertebratengruppen die Vorteile der Mollusken in ihrer ständigen Verfügbarkeit, leichten Fangbarkeit und Toleranz gegenüber chemischer und organischer Belastung. FRANK (1981) weist auf die Ausweitung der Analysen auf den semi-aquatischen und terrestrischen Bereich hin.

Wassermollusken lassen sich zu Gesellschaften ordnen. Die einzelnen Arten stehen nicht für sich, sondern als Teil einer ihre Umwelt charakterisierenden und typisierenden Lebensgemeinschaft im Sinne von Biozönose (SCHAEFER & TISCHLER, 1983: 46) im Vordergrund. CASTELLA (1987, I: 136) drückt den Sachverhalt so aus: „Diese Ausgangsbasis beruht auf der Überzeugung, daß trotz des unvollständigen Wissens über die individuelle Bedeutung einer jeden einzelnen Art, die ein Gewässer typisierende Artengruppe eine Quelle von möglichen Informationen darstellt, die zumindest teilweise zu entschlüsseln ist. Auf diese Weise will der hier angewandte Ansatz ein Weg zur Aufdeckung bestimmter Bindungen zwischen der Verbreitung von Arten und der ökologischen Funktion der Systeme sein“ Bestätigung findet der Ansatz in der sinnvollen Gruppierung der Arten durch die Assoziationsanalyse (ablesbar in der Artenformel, s. Tab. 4.3.2.1. und Tab. 4.3.3.1.). Die einzelnen Gesellschaften vereinen Arten mit ähnlichen Substratansprüchen und Ernährungsweisen. Die als bevorzugt angegebenen Gewässertypen finden Entsprechung in der Ordnung der Gewässer anhand ihrer Molluskenbesiedlung und weisen auf gemeinsame Anpassungsstrategien an die Faktoren der jeweiligen Gewässertypen hin. Diese Faktoren finden sich wiederum in

den gemessenen Standortfaktoren wieder. So können die Eigenschaften der untersuchten Gewässer, ihre Rolle im Ökosystem und ihre Entwicklungsmöglichkeiten in Bezug zur Wassermolluskenbesiedlung interpretiert und bewertet werden.

Substratspezifische Wassermolluskensammlung

Die Bestandsaufnahmen des Wassermolluskenbestandes der einzelnen Gewässer erfolgte **substratspezifisch** (s. Abs. 2.1.1.). Es wurden im Durchschnitt 5 Tierproben pro Gewässer genommen, wobei nach MACKEY et al. (1984: 531) im allgemeinen 6 Probestellen pro Gewässer zur qualitativen Erfassung des Artenspektrums ausreichen. Strukturreichere Gewässer wurden intensiver als strukturarme untersucht. Die Methode entspricht BRAUKMANN's (1984: 29-31) Vorgehensweise.

Viel diskutiert wird der Einsatz künstlicher Substrate zur „Objektivierung“ der Sammeltätigkeit (MEIER et al., 1979; SHAW & MINSHALL, 1980; KHALAF & TACHET, 1980, und MISCHNICK & KLUGE, 1983). Expositionszeit, Form und mangelnder Bezug zur natürlichen Umgebung sind die begrenzenden Faktoren. CASTELLA (1987, I: 40-49) hat die Verwendung eines Handsiebs mit dem Auslegen künstlicher Substrate zum Fangen der Tiere verglichen. Bei der Benutzung eines Handsiebs gewinnt man einen guten Überblick über den Faunenbestand. Die Methode erweist sich v. a. in vegetationsreichen Augewässern als die praktikablere (CASTELLA et al., 1984: 221). Bei der von CASTELLA (1987, I: 177) verwendeten Transekt-Methode mit Konzentration auf die Vegetation ist jedoch die mangelnde Erfassung der Bodenfauna einschränkend. Bodenlebende Wassermollusken, z. B. *Unio* und *Anodonta*, die bei CASTELLA (1987, II: 225) und RICHARDOT-COULET et al. (1987: 116) unterrepräsentiert sind bzw. völlig fehlen, werden durch die substratspezifische Methode, die auch das jeweilige Gewässerbett, zumindest bis etwa 1.5 m, mit einbezieht, besser erfaßt.

Problematisch erscheint die gleichwertige Behandlung von Aufnahmen aus zwei Vegetationsperioden. Theoretisch hätten sich Wandlungen im Charakter einzelner Gewässer und ihrer Artenzusammensetzung von einem Jahr zum anderen vollziehen können, dies ist jedoch höchst unwahrscheinlich (BRAVARD et al., 1986: 93).

Jahreszeitliche Populationsschwankungen sind vernachlässigbar – ein Vorteil von Mollusken gegenüber Insekten (CASTELLA, 1987, I: 130 ff), da es selten zum völligen Verschwinden einer Art kommt und die Gewässer mehrmals aufgesucht wurden. HÄBLEIN (1966) verwendet Aufnahmen aus einem Zeitraum von 3 Jahren (1963 bis 1965). FURSE et al. (1984: 276) zeigen, daß die Kombination der Ergebnisse mehrerer Aufsammlungen im Jahresverlauf eine genauere Klassifikation von Fließwasserabschnitten ergibt als eine jahreszeitabhängige Auswertung.

Kritisch bleibt die Abundanzschätzung im Gelände. Die halbquantitative Abundanzenteilung (Abs. 2.1.4.2.) entspricht der von MAUCH

et al. (1985: 20) und MEYER (1983: 20), ohne die Klassen 5-7 für mehr als 60 Tiere. Eine ähnliche Einteilung wird auch von RICHARDOT-COULET et al. (1987: 112) und CASTELLA (1987) verwendet. Als Zahlengrundlagen der Ähnlichkeitsberechnungen und Clusteranalysen (Abs. 2.3.1.) sind diese Abundanzen weder statistisch – dies würde eine rein zufällige und weit höhere Probenzahl voraussetzen (BRAUKMANN, 1984: 37; WILDI, 1986: 25 ff) – noch quantitativ abgesichert – die Voraussetzung dafür wäre eine genauere Probennahme. Zur Aufsammlung aquatischer Makroinvertebraten wurde eine Fülle von Methoden entwickelt. MACAN (1958), ALBRECHT (1959, 1961), CUMMINS (1962), HYNES (1961, 1970), SCHWORBEL (1980b), DOWNING (1984), PEKARSKY (1984) u. a. haben die Methoden bis dato gesammelt, zusammenfassend dargestellt und z. T. neue vorgestellt. In allen Arbeiten wird die Problematik der quantitativen Probennahme sowohl in Fließ- als auch in Stillgewässern deutlich.

Die Bedeutung der Systematik

Die taxonomisch richtige Bestimmung der Arten ist die unerläßliche Voraussetzung der ökologischen Arbeit (CLIFFORD & STEPHENSON, 1975: 8; MAYR, 1975: 17 ff). Angesichts der weltweiten Zerstörung ganzer Ökosysteme gehört die Dokumentation der biologischen Diversität der Erde zu den vorrangigen Aufgaben der Systematik (WILSON, 1985: 700 ff; GREENE & LOSOS, 1988).

Ohne Determination der Pisidien bis zur Art wäre die Differenzierung der beiden Fließgewässertypen der Donauaue und deren Abgrenzung von den Bergbächen nicht möglich. Die Pisidien-Gesellschaft der fossilen Aue würde lediglich als artenarme Variante der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau erscheinen (s. Abs. 4.3.2.), die Bergbäche würden nur mit 2 Arten (22 und 39) von den Fließgewässern der Aue getrennt (s. Abs. 4.3.4.).

Die Unterscheidung der *Radix*-Arten erscheint besonders schwierig. Im Gebiet findet man 4 *Radix*-Arten. *Radix peregra* (22) wurde lange Zeit mit *Radix ovata* (20) verwechselt bzw. gleichgesetzt (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 16/34), setzt sich aber ökologisch deutlich von *ovata* ab (vgl. Abs. 4.3.2. und Abs. 4.3.4.). Dagegen erscheint die Abgrenzung von *auricularia* (19) zu *ovata* und insbesondere *ampla* (21) unscharf (JUNGBLUTH et al., 1986: 493). Der Literaturvergleich (FRÖMMING, 1956: 90 ff; WESENBERG-LUND, 1939: 668 ff; FRANK, 1982: 51; GLÖER et al., 1987: 41/42) impliziert, daß die einzelnen Arten sich mehr in ihrem Vorkommen in verschiedenen Gewässertypen unterscheiden als durch die sehr variablen Schalenmerkmale. Laut FRANK (1982: 51) ist *Radix ampla* vermutlich viel häufiger als bisher angenommen. MIEGEL (1963: 36) hält *Radix ampla* für eine Standortsform von *Radix auricularia*. Demnach könnte es sich bei *Radix auricularia* in der Flußgesellschaft, der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau (VTD), u. U. um *ampla* handeln, in der Stillwassergesellschaft (RGG)

der Altwässer (AW) dagegen nach wie vor um *auricularia*. Somit kann die angestrebte „faunistische Typologisierung“ ein Hilfsmittel der Taxonomie sein, indem der Systematiker Individuenreihen schwer unterscheidbarer Arten aus verschiedenen Biotoptypen vergleicht, bei denen die Verschiedenartigkeit des Milieus den Verdacht einer Artaufspaltung nahelegt, wie am Beispiel *Radix* dargestellt (s. hierzu auch *Radix peregra*, 22, in Abs. 8.1.). Abhilfe könnten außerdem populationsgenetische Untersuchungen schaffen, wie dies GÜNTHER & HINZ (1982) zur Klärung der verwandtschaftlichen Beziehungen verschiedener Sphaeriden durchgeführt haben.

Zufälligkeit der chemisch/physikalischen Messungen

Zur Überprüfung und Interpretation der festgestellten Gewässergruppierung wurden verschiedene Standortfaktoren gemessen. Sie stellen nur eine minimale Auswahl möglicher Parameter dar, die zum Verständnis der Zusammenhänge beitragen können. Besonders fragwürdig erscheint die Verwendung von Temperatur-, O₂- und pH-Messungen. Diese Werte sind im Tagesverlauf starken Schwankungen unterworfen, z. B. in Abhängigkeit von der Atmungsaktivität des Pflanzenbewuchses, den möglichen Säureinträgen und wasserchemischen Reaktionen (UHLMANN, 1982: 37,69). Die NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺ und PO₄³⁻ Werte zeigen erhebliche jahreszeitliche Schwankungen in Altwässern (GROHS, 1943: 377 ff). Im Fließwasser sind Stoffgehalte stark von den momentanen Abflußverhältnissen abhängig und zeigen bei gleichem Wasserstand in zunehmendem Abfluß andere Konzentrationen als in abnehmendem. In der ansteigenden Hochwasserwelle werden sie vom Regenwasser verdünnt, die Grundlast stellt sich erst mit länger anhaltendem Niedrigwasser (s. Abb. 3 in FOECKLER & SCHRIMPF, 1985: 280) wieder ein. Einzelne Messungen (Momentaufnahmen) sind rein zufällig und werden erst in der statistischen Gesamtheit aussagekräftig.

Pflanzensoziologische Methoden und multivariate Statistik

Zur Erarbeitung von Wassermolluskengesellschaften haben sich, wie bei der früheren Bearbeitung des Gebietes von HÄßLEIN (1966), pflanzensoziologische Methoden bewährt. Sie wurden gegenüber HÄßLEIN (1966) z. T. modifiziert bzw. „modernisiert“. In der vorliegenden Studie wurde nicht versucht, pflanzensoziologische Methoden mit allen Konsequenzen auf die Bearbeitung von Wassermollusken zu übertragen, sondern einige in der Vegetationskunde bewährte „klassische“ Methoden und v. a. moderne, zur Bearbeitung großer Datenmengen entwickelte, computergesteuerte Methoden der multivariaten Statistik angewandt. Klassisch sind die Methoden und Entscheidungskriterien (SCAMONI, 1963) zur Festlegung der Charakter- und Leitarten der einzelnen Gesellschaften. Anders als bei HÄßLEIN (1966) wurden „allgemein verbreitete“ und nur vereinzelt auftretende Arten, die zur differenzierten Gewässertypisierung nicht beitragen, von den Analysen ausge-

geschlossen (vgl. CLIFFORD & STEPHENSON, 1975: 85 ff). Die Charakterisierung der Gewässer wird um so eindeutiger, je mehr auf allgemein verbreitete oder vereinzelt vorkommende Arten verzichtet wird (vgl. KINZELBACH, 1976b: 148 ff). Dies bedingt den vereinfachten Zusammenschluß der gewässertypisierenden Arten zu Gesellschaften ohne Aufteilung in Assoziation, Verband, Ordnung und Klasse (vgl. HÄBLEIN, 1966: 88/89). Diese Vereinfachung erscheint angesichts der Fülle des Materials und dem Zweck, die „Daten auf eine handhabbare Größenordnung relevanter und erfäßbarer Einheiten zu reduzieren“ (BLAB, 1986: 11), legitim. Neu ist auch, die Tiere bzw. ihre Wohngewässer nicht „intuitiv per Hand“, sondern durch Clusteranalysen zu ordnen. Vorteile dieser Methode sind die Reproduzierbarkeit und Objektivierbarkeit der Ergebnisse – die Analysen werden transparent und nachvollziehbar. Die Unterteilung in mehrere Datensätze nach einer ersten Analyse macht strukturelle Details leichter erkennbar (WILDI, 1986: 219). Der Vergleich mit Ergebnissen der Hauptkomponentenanalyse und den zweidimensionalen Korrelationen kontrolliert die Befunde (WILDI, 1986: 219). Die mit der Clusteranalyse gewonnenen Assoziationen sind rein statistische, „abstrakte Vergesellschaftungen“. Sie dienen der Gewässertypologisierung und geben keine Auskunft über zwischenartige Beziehungen (BRAUKMANN, 1984: 46). Ebenso kann von den Ergebnissen der Diskriminanzanalysen und der ökologischen Modelle nur auf indirekte Beziehungen zwischen dem Vorkommen bestimmter Arten/-kombinationen und Standortfaktoren geschlossen werden, Kausalitäten müßten experimentell überprüft werden. Trotz dieser Einschränkung kommt die multivariate Statistik der Mehrdimensionalität und Dynamik des Auenökosystems entgegen.

Fazit zur Wahl des Bioindikators und der Methodik

Die Wahl des Bioindikators und der Methoden ist ergebnisorientiert und stellt einen Kompromiß dar zwischen der Genauigkeit der Geländeaufnahmen und deren weiteren Analysen, und dem Zweck der einfachen Gewässertypisierung anhand weniger Charakter- und Leitarten sowie Leitfaktoren. Da das System den biologischen Aspekt gleichberechtigt neben physiographischen Parametern enthält, nach denen die Gewässertypen beschrieben und erkannt werden können, handelt es sich um ein „limnologisches Typensystem“ im Sinne THIENEMANN's (1925) (vgl. BRAUKMANN, 1984: 364). Erst diese Typisierung ermöglicht die Verfolgung der weiteren Ziele.

5.2. Die malakologische Gewässertypisierung

Literaturreferenz

Die biozönotische Gliederung von Fließgewässern wurde von ILLIES (1961a) eingeleitet und blieb bis in jüngster Zeit (VANNOTE et al., 1980) aufgrund der Hydrographie longitudinal orientiert. Beispiele für longitudinale Wasser-

molluskenzonierungen liefern MOUTON (1981) und STOREY (1986). BRAUKMANN (1984: 377) erkennt bereits die Unzulänglichkeit des Zonierungsschemas für Flachlandbäche, die als „Mischtypen“ Fließ- und Stillwasserarten beherbergen. Dementsprechend geht es in dieser Arbeit nicht um eine sukzessionelle Zonierung im Flußverlauf, sondern um die Darstellung der räumlichen Struktur im Querprofil zum besseren Verständnis von Fließgewässern der Ebene und ihrer Auen. Es wird die transversale Gliederung des Flußbettes und die Möglichkeit, diese anhand von Wassermolluskengesellschaften zu beschreiben, verfolgt.

Anhaltspunkte lieferten bisher HÄBLEIN (1938 ff), KINZELBACH (1976a/b) und SCHMID (1975 und 1978). Sie setzen die Molluskenbesiedlung mit der Geomorphologie und Hydrologie der Flüsse in Bezug, aber eine Definition der Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren bleibt aus. FRANK (1981) stellt mit ähnlichen vegetationskundlichen Methoden wie HÄBLEIN (1966) bereits eine Verbindung zwischen einer pflanzensoziologischen und einer malakologischen Charakterisierung der Aue fest. Tiergemeinschaften als Bioindikatoren zur Gewässertypisierung der Aue mit der Möglichkeit der Beschreibung der Eigenschaften und der Rolle der Gewässer im Ökosystem definieren erstmals BOURNAUD & AMOROS (1984), CASTELLA et al. (1984), RICHARDOT-COULET et al. (1987) und CASTELLA (1987). Sie erkennen die Notwendigkeit, Gewässerbiotope gemäß der Lage im Raum zu analysieren und ihre Artengruppierungen in evolutive Sukzessionsreihen zu stellen, und Prognosen über die Entwicklungsmöglichkeiten der Gewässer zu machen. Im Mittelpunkt steht der „typologische Wert“ der Arten mit der Fähigkeit ihrer Gruppierungen, die Gewässer zu ordnen, und dem Informationswert ihrer Artengruppen, verschiedene funktionelle und evolutive Aspekte ihrer Umgebung bzw. ein großes Spektrum hydrologischer Bedingungen und deren Übergänge zwischen verschiedenen Teilbereichen anzuzeigen (CASTELLA, 1987, I: 184). Diese Denkweise ist „naturraumorientiert“. Die vorliegende Arbeit ist ein Versuch, diesen Gedanken fortzuführen und in einem Bewertungsansatz weiterzuentwickeln.

Die malakologische Gewässertypologisierung im Donauraum Straubing

Die malakologische Typologisierung der Gewässer des Donauraums Straubing stellt 5 definierte Wassermolluskengesellschaften der Aue und eine Gemeinschaft der Bergbäche heraus. Die Gesellschaften sind schon anhand weniger, aber häufiger Charakterarten zuordenbar, anhand der meist stenöken Leitarten eindeutig erkennbar. Die deutlich unterscheidbaren Gesellschaften entsprechen zwei Fließ- und Stillgewässertypen, deren Gruppierung durch die Clusteranalyse sinnvoller ist als die äußere Typisierung und einfache Trennung zwischen Fließ- und Stillgewässer der rezenten bzw. fossilen Aue. Z. B. wurden viele Altwässer der Oberauer Schleife äußerlich als periodische oder aperi-

sche Stillgewässer eingeschätzt. Bei der Assoziationsanalyse werden sie aber durch ihre Artenzusammensetzung als Flußbiotope ausgewiesen, die äußere Beurteilung wird „korrigiert“ (s. Gew. 39, 45 und 48 in Tab. 4.3.2.1.). Die Gesellschaften informieren somit über einen Gewässertyp, sein Entstehen und seine Entwicklung (AMOROS et al., 1987a: 28). Die Interpretation dieser Typologisierung ermöglicht die „ökologische Diagnose“ (CASTELLA, 1987, I: 107). Sie dient der Funktionsanalyse der Augewässer und der späteren Sukzessionsanalyse im evolutiven Prozeß. Die Mollusken eignen sich zur „dynamischen Typisierung“ von Augewässern (CASTELLA et al., 1984; RICHARDOT-COULET et al., 1986, 1987). Die malakologische Gesellschaftsstruktur spiegelt die Situation der Gewässer mit den Sukzessionsstadien der Verlandung bzw. der Vegetationszonierung wider, gibt damit Auskunft über die räumliche und zeitliche Strukturierung der Gewässer und über die Art der Wasserversorgung des jeweiligen Gewässertyps, wie CASTELLA (1987: 133/175) und RICHARDOT-COULET et al. (1987: 124) für die Auen der Rhône zeigen. Das Substrat spielt eine große Rolle in der Verbreitung von Wassermollusken (MEIER-BROOK, 1969; HARMAN, 1972), die Art der Wasserversorgung scheint jedoch nicht unbedeutend (YACINE-KASSAB, 1979 zit. in RICHARDOT-COULET et al., 1987: 124). Der Substrattyp regelt die Grundwasserzufuhr, die wiederum die Eutrophierung hemmt und die Temperatur beeinflusst. Zweifels- ohne hat der Grundwasserstrom unter und entlang großer Flüsse bedeutenden Einfluß auf ihre Augewässer (AMOROS et al., 1987a: 20), insbesondere auf deren Wasserhaushalt, wobei die Lage in der Aue (rezent oder fossil) von entscheidender Bedeutung für das Ausmaß der Beeinflussung (vgl. Abs. 3.2.) ist.

Die Typisierung anhand der Wassermolluskengesellschaften stimmt in hohem Maße mit jener der Wasserpflanzengesellschaften (vgl. ZAHLHEIMER, 1979: 55 ff) überein. Die beiden Typisierungen ersetzen einander nicht, sondern ergänzen sich. Dies ist v. a. für die Interpretation des Vorkommens der Wassermolluskengesellschaften wichtig, da die Gewässer bei verschiedenen Wasserständen untersucht wurden; Wasserpflanzengesellschaften erlauben Aussagen über längerfristige Standortbedingungen (vgl. Abs. 3.3.), spiegeln die „Fein“-Strukturierung der Augewässer wider und erleichtern die Einordnung in die ökologisch/evolutive Sukzession (CASTELLA & AMOROS, 1986: 107 ff; BALOCCO-CASTELLA, 1988: 131; CASTELLA & AMOROS, 1988: 1303).

Die Wassermolluskengesellschaften und die Standortfaktoren der Gewässertypen

Zur Überprüfung und zusätzlichen Interpretation der „ökologischen Diagnose“ wurde versucht, die einzelnen Gesellschaften mit gemessenen Parametern, die ihre Wohngewässer beschreiben, in Verbindung zu bringen.

Die meisten Autoren interpretieren das Vorkommen der Gesellschaften empirisch (z. B. HÄBLEIN, 1966) oder aus interdisziplinärer

Zusammenarbeit (z. B. KINZELBACH, 1976; SCHMID, 1978, 1983; RICHARDOT-COULET et al., 1987). AHO (1966: 307) erkennt 5 Seentypen mit charakteristischem Wassermolluskenbesatz, setzt aber die Standortfaktoren (Gesamthärte, Humus und pH, Alkalinität, Trophiegrad und Gewässerverschmutzung) mit der Abundanz der Tiere in den einzelnen Seen und der Artenzahl in Beziehung, nur in wenigen Fällen mit dem Vorkommen einzelner Arten oder Artengruppen. Ähnlich setzt ÖKLAND (1979, 1983, 1969: 147 ff) einzelne Arten zu Gewässertyp, Vegetationsfülle und Gesamthärte in Bezug. Die meisten Autoren, außer FRÖMMING (1956: 38 und 52), sind sich darin einig, daß chemische Parameter neben der Reichhaltigkeit der Vegetation den größten Einfluß auf den Molluskenbesatz von Gewässern haben; mit zunehmendem Nährstoffgehalt des Wassers nehmen Vegetation und Artenzahl zu. HARMAN (1972: 276) hebt die Bedeutung der Vegetation als strukturgebendes Element hervor und macht die Ausprägung und Anzahl verschiedener Substrattypen und ihre Verteilung im Gewässer als primären Faktor für die Besiedlung durch Wassermollusken verantwortlich. Mit steigender Substratdiversität nehmen die Zahl der Mikrohabitate (BRÖNMARK, 1985: 130) und die Artendiversität zu, die erst sekundär durch ungünstige chemische Bedingungen beeinträchtigt werden (HARMAN, 1972: 274). Das entspricht zwar dem Artenreichtum der Augewässer im Bewertungsansatz, wo mit steigender Anzahl der Wasserpflanzenarten (nPfl) und deren Gesellschaften (nPG) im Gewässer alle artbezogenen Parameter zunehmen (s. Tab. 4.5.2.3.), erklärt aber nicht das Vorkommen einzelner Artengruppen in verschiedenen Gewässertypen.

Die einzelnen Gewässertypen sind als eine „Gruppe ökologischer Nischen“ von einer unendlichen Anzahl biotischer (z. B. Räuber, Nahrung, Parasiten, inter- und intraspezifische Konkurrenz) und abiotischer Faktoren (z. B. Wasserbeschaffenheit, Substrat) geprägt, die abgesehen von ihrer Eigendynamik sehr stark der Dynamik des Lebensraums (z. B. Wasserstandsschwankungen, Hochwässer, Trockenfallen, Grundwassereinfluß) unterworfen sind. Die Bergbachgemeinschaft und die Gesellschaften der Gießen und der Fließgewässer der fossilen Aue sind auf konstante Milieubedingungen angewiesen. Die Arten der rezenten Aue sind ständig wechselnden Faktoren wie kräftigen Abflüssen, extremen Wasserstandsschwankungen bis hin zu längeren Trockenperioden u.v.m. ausgesetzt, die besondere Anpassungen in Physiologie und Verhalten verlangen (WILLIAMS, 1987: 68 ff). Diese Extremsituationen stellen Selektionsmechanismen dar, die neben anderen Faktoren das Leben in der Aue ermöglichen und regeln. Sie bedingen durch ihre räumlich/zeitliche „Nischenvielfalt“ (Strukturvielfalt) und den Nährstoffreichtum die Artenfülle der Aue. Bestimmte Faktorenkonstellationen in einem Gewässer ermöglichen das Nebeneinander vieler Milieu- und Strukturfaktoren mit ihren typischen Wassermolluskengesellschaften, die Nischen überlappen sich. Entsprechend schwierig ist die Trennung der Gewässertypen. Die weni-

gen gemessenen Variablen geben Hinweise auf die Eigenschaften der Gewässer und Toleranzen/Ansprüche der Arten, bleiben aber immer stellvertretend. Die „modellbildenden“ Eigenschaften (s. Abs. 4.5.3.) lassen Aussagen über spezifische Faktoren der einzelnen Gewässertypen zu und ergänzen die Befunde der „ökologischen Diagnose“ (Abs. 4.6.1.).

Die „Entfernung von der rezenten Aue“ als Variable weist auf die Bedeutung der nicht gemessenen Faktoren hin: z. B. die Dauer von Überflutungen und des Trockenfallens, Wasserstandsamplituden, Erneuerungsmöglichkeiten durch Hochwässer, der Grad der Verlandung u.v.m..

Vergleich mit HÄBLEIN (1966)

Der Vergleich mit älteren Aufnahmen aus dem gleichen Untersuchungsgebiet ermöglicht die Feststellung von Veränderungen im Mikroklima und die Überprüfung der neuen bzw. alten Gesellschaftsstruktur.

Nicht wiedergefunden wurde die im Gebiet von HÄBLEIN (1966: 85 ff) angeführte „*Bythinella austriaca cylindrica*-Gesellschaft von Bitterschaumfluren der Quellausflüsse“ mit der namensgebenden Art und *Pisidium personatum* (vgl. JUNGBLUTH et al., 1986: III/XXII). Ein damaliger Fundort, eine Hangquelle bei Rinkam (Gew. 719), ist stark anthropogen belastet, was im hohen Cl-Gehalt (72.2 mg/l) des Rinkam Grabens (Gew. 69) zum Ausdruck kommt und die Artenarmut erklärt.

Besonders interessant erscheint die Diskrepanz im Vorkommen zweier Pisidien-Arten. In der Margaritifera margaritifera-Gemeinschaft der Bergbäche nimmt *Pisidium personatum* (55) (s. Tab. 4.3.4.1.) den Platz von *Pisidium nitidum* (54) ein (vgl. HÄBLEIN, 1966: 97 ff). Eine derartige Artenverschiebung hat in den 20 Jahren zwischen beiden Erhebungen kaum stattgefunden. Denkbar wäre die unterschiedliche Determination von HÄBLEIN (1966) gegenüber FALKNER, MEIER-BROOK und ADLER (Abs. 2.1.2.) oder ein kleinräumiger geographischer Besiedlungsunterschied, da es sich nicht um die gleichen Bäche wie bei HÄBLEIN (1966: 97) handelt. Das Phänomen muß als „Rätsel“ stehen bleiben¹.

Der Vergleich deckt auch Artenverluste auf, die HÄBLEIN (1966: 154) teilweise bereits angekündigt hat. Diese gehen v. a. auf Kosten des osteuropäischen Faunenelements mit z. T. endemischen Arten, die in der Donau ihre westliche Verbreitungsgrenze haben, vor sich.

Vergleiche mit älteren Aufnahmen aus gleichen Gewässern sind im vorliegenden Fall nur in wenigen Fällen möglich, da sich HÄBLEIN (1966) im Raum Straubing stark auf die Donau konzentrierte. In all diesen Gewässern ist die Verlandung verbunden mit einer Abnahme der Arten-

zahl fortgeschritten (s. z. B. Gew. 3, 703 und 57 in Tab. 4.3.1.).

Fazit: Die erneut aufgestellten Wassermolluskengesellschaften stimmen zum größten Teil mit den von HÄBLEIN (1966) intuitiv erstellten überein. Zwei Gesellschaften sind neu. Der Ausschluß der „allgemein verbreiteten“ und nur vereinzelt auftretenden Arten, die Anwendung der Clusteranalyse und die bei weitem größere Anzahl untersuchter Gewässer haben eine stärkere Differenzierung der Artengruppen und der Gewässertypisierung zur Folge (für Details s. Abs. 4.3.).

Vergleich mit anderen Flußabschnitten und Flüssen

Der Vergleich mit anderen Flußabschnitten und Flüssen soll die Gültigkeit der gefundenen Gesellschaften und ihre Interpretationen zusätzlich überprüfen.

Die Arten der Margaritifera margaritifera-Gemeinschaft der Bergbäche finden sich bei BRAUKMANN (1984: 140) wieder, jedoch stärker nach Bachabschnitten bzw. -typen gegliedert.

Vergleichbare, Augewässer typisierende Wassermolluskengesellschaften stellt BURMEISTER im Murnauer Moos (1982: 97 ff), am Lech, an der Donau zwischen Donauwörth und Ingolstadt, an der Amper, an der Isar, am Unteren Inn (1984a), an den Osterseen (1984b: 179) und an der Alz (1985: 10 ff) fest. Die von BURMEISTER untersuchten Flüsse fallen durch Artenarmut auf, insbesondere der Lech (1984a: 5) und der Untere Inn (1984a: 54). Beide wurden im Zuge des modernen Wasserbaus in Stauseeketten verwandelt (vgl. Karten 1-4 im Anhang von BLW, 1984: 123 ff). Gefunden werden nur noch Ubiquisten (Arten Nr. 12, 16, 28, 24, 37, 47, 48, 56), die „in bedrohlich zunehmendem Maß das Artenspektrum unserer Auen stellen“ (BURMEISTER, 1984a: II). Das Fehlen spezifischer Wassermolluskenarten der Aue (z. B. aus der Radix auricularia – Gyraulus albus-Gesellschaft oder der Valvata macrostoma – Aplexa hypnorum Gesellschaft) wird auf den Wegfall der natürlichen Fluß- und Auendynamik und der entsprechenden Lebensräume mit den essentiellen Standortfaktoren zurückgeführt und erschwert den Vergleich mit den vorliegenden Ergebnissen.

In der österreichischen Donau finden FRANK (1981 ff) und REISCHÜTZ (1973) vergleichbare Artenzusammensetzungen, wobei FRANK (1981) auch die Landmollusken in Betracht zieht, mit konsequenter Anwendung pflanzensoziologischer Methoden eine Verbindung zwischen vegetationskundlicher und faunistischer Charakterisierung herstellt und eine typische Gesellschaft der Aue definiert: „Die Viviparus contectus – Anodonta cygnea-Assoziation der Altwässer“

Der Main wurde schon früh kanalisiert und ist stark abwasserbelastet. STADLER (1935: 492) und HÄBLEIN (1953: 28 ff; 1954: 18 ff) können nur einen Teil der typischen Flußfauna feststellen, viele Arten nur vereinzelt oder tot. Die Situation scheint sich in jüngerer Zeit zu verbessern (NESEMANN, 1984: 35; im Druck), etliche Ar-

¹ Zur Klärung wäre eine Revision des Pisidienmaterials von HÄBLEIN (1966) im Vergleich zum neuen Material wünschenswert (FALKNER, persönliche Mitteilung).

ten kehren nach Verbesserung der Wasserqualität zurück, jedoch dominieren andere als früher (z. B. *Dreissena polymorpha*), neue kommen hinzu (z. B. *Physa acuta* und *Ferrissia wautieri*).

Im Rheingebiet finden SCHMID (1978: 328) im „Rußheimer Altrhein“ und KINZELBACH (1976b: 150) in der „Hördter Rheinaue“ ähnliche Vergesellschaftungen wie im Donautal, jedoch unter Berücksichtigung einer größeren Artenzahl und z. T. anderer/vikariierender Arten.

Der Rhein zeigt eine ähnliche Artenfülle mit vergleichbaren Vergesellschaftungen (MIEGEL, 1963: 71 ff; KINZELBACH, 1976b: 150; CASPERS, 1980a: 95 ff/1980b: 118 ff) wie die Donau, jedoch mit wenigen gemeinsamen Arten (KINZELBACH, 1985b: 46-48). In den letzten 150 Jahren wurde die Rheinfrauna durch vielfältige anthropogene Belastungen erheblich dezimiert und umstrukturiert (AUM, 1972: 199). Laut JUNGBLUTH et al. (1988) ist die Donau heute mit 34 nachgewiesenen Wassermolluskenarten bedeutend artenreicher als der Rhein mit 24.

Mit der Rhône stellt sich die größte Übereinstimmung in der „ökologischen Diagnose“ (CASTELLA, 1987, II: 133 und 175; RICHARDOT-COULET et al., 1987: 124) heraus, sowohl in der Artenzusammensetzung (trotz teils vikariierender Arten) als auch in den Standortfaktoren (vgl. S. 9/10). Zugleich lebt in der Rhône eine mit der Verarmten *Theodoxus*-Gesellschaft der Donau (VTD) vergleichbare Flußgesellschaft (MOUTON, 1981: 153; BOURNAUD et al., 1987a: 300), jedoch mit *Theodoxus fluviatilis* statt *Th. danubialis* (2) und ohne *Lithoglyphus naticoides* (11).

Die transversale Erweiterung der longitudinalen Flußzonierung

Die „traditionell“ longitudinale Flußzonierung von ILLIES (1961a) wird um die transversale Dimension erweitert (vgl. Abs. 1 und CASTELLA, 1987, I: 196). Dies zeigt sich v. a. im hohen Anteil gemeinsamer Arten der Verarmten *Theodoxus*-Gesellschaft der Donau und der *Radix auricularia* – *Gyraulus albus*-Gesellschaft der Altwässer (s. Tab. 4.3.2.4. und Tab. 4.3.3.4.), zwei Artengruppen, die sowohl der transversalen als auch longitudinalen Gliederung des Flusses folgen. Diese Koexistenz interaktiver Ökosysteme, die der typologischen Einordnung der Mäandersonne im „River Continuum Concept“ (VANNOTE et al., 1980) angehören, wurde von SEDALL & FROGGATT (1984: 1833), MINSALL et al. (1985: 1048 ff) und STATZNER & HIGLER (1986: 136) als bedeutender Faktor für den Struktur- und Artenreichtum von Flußsystemen, die ein solches interaktives Netz bewahrt haben, erkannt (CASTELLA, 1987, I: 195). Dies wird von SCHIEMER (1988: 373) bestätigt: in der Donau östlich Wien sind die Strukturvielfalt des Flusses, die Vielfalt von Nebengewässern und Verlandungszonen und der Vernetzungsgrad von Fluß, Nebengewässer und Überflutungszonen verantwortlich für eine artenreiche, standorttypische Fischfauna.

Kritik der malakologisch/faunistischen Literatur

In den Faunenlisten sehr vieler malakologischer Arbeiten werden immer für jeden Biotoptyp **alle** vorgefundenen Arten aufgeführt. Dies ist sehr unübersichtlich. Die typischen Arten müssen mühselig erarbeitet werden. Euryöke Arten, wie z. B. *Bithynia tentaculata* oder *Planorbis planorbis* sollten aus solchen „gewässertypisierenden“ Listen herausgenommen werden. Dadurch würden sehr viele wertvolle, faunistische Erfassungen an Wert gewinnen. Sie wären leichter les- und auswertbar, würden mehr zum Vergleich und zur Erarbeitung typischer Zoozönosen herangezogen und sicherlich öfter zitiert werden. Es wird empfohlen, nach einer üblichen vollständigen Artenliste (nach Möglichkeit mit Angabe der Gesamthäufigkeit), in die biotopcharakterisierenden Tabellen **nur** die Arten aufzunehmen, die für den jeweiligen Biotop wirklich typisch sind und ihn v. a. gegenüber anderen Biotoptypen abgrenzen. Man könnte zusätzlich die volle Artenzahl angeben oder zur Vollständigkeit die Begleitarten in anderen Tabellen abgesetzt anführen. Die Charakterisierung der Biotope gewinnt durch das Herausstellen der auf sie beschränkten/spezialisierten Arten.

5.3. Die Rekonstruktion und Verfolgung von Sukzessionen im evolutiven Prozeß mit Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren

Literaturreferenz

Die angestrebte Charakterisierung und Bewertung kann nicht allein durch „synchrone Analyse“ der Gewässer bewältigt werden (BRAYARD et al., 1986: 108). Die flußgeschichtliche Entwicklung bestimmt zusammen mit anthropogenen Beeinflussungen der Standortfaktoren die Zukunft der Ökosysteme. Das Wissen um die Funktion und Entwicklung der Aue entsteht aus der Synthese der „synchrone und diachrone Analyse“ der Gewässer (AMOROS et al., 1987a: 29), welche die Rekonstruktion und Verfolgung von Sukzessionen im evolutiven Prozeß erlaubt. Die im Donauraum aufgestellte Sukzessionsabfolge der Augewässer (Tab. 4.6.1.) durch Wassermolluskengesellschaften stimmt in hohem Maße mit der in den Rhôneauen überein (vgl. CASTELLA, 1987, I: 196 ff/II: 193 ff).

Die Möglichkeit der diachronen Analyse mit subfossilen Wassermolluskenschalen

Eine wesentliche Hilfestellung bei der diachronen Analyse zur Rekonstruktion von Sukzessionsstadien leisten frische bis subfossile leere Molluskengehäuse und -schalen. Gehäuse- oder schalentragende Mollusken haben somit eine zusätzliche Bioindikatorfunktion ähnlich wie Cladocerenreste (vgl. AMOROS & JACQUET, 1986 und Abs. 1.). Die Feststellung früherer Gesellschaften (der Thanatozönose) anhand gesammelter leerer Schalen und Gehäuse erlaubt den Versuch der Rekonstruktion der Verlandung, wie am Beispiel Neudau-Graben (Gew. 715) demonstriert (vgl. Abs. 4.6.2.).

Schwierig bleibt immer die Einschätzung des Alters der Schalen und Gehäuse (s. Abs. 2.1.3.), genaue Zeitangaben zum Anfang bzw. Ende der einzelnen Sukzessionsstadien sind kaum möglich. Erst durch interdisziplinäre Sedimentanalysen, Korngrößenbestimmungen, Studien der Cladocerusukzessionen und Einbeziehung von Geschichtsdaten und historischen Karten u.ä. wird der zeitliche Ablauf der Entwicklung eines Gewässers seit seiner Trennung vom Fluß nachvollziehbar (AMOROS et al., 1987a: 29/30).

Die Möglichkeit der Vorhersage, Verfolgung und Manipulation von Sukzessionen

Einer der wichtigsten Aspekte der Einordnung der Gesellschaften und ihrer Gewässer in eine Sukzessionsreihe ist – bei genügender Kenntnis der Standortfaktoren und ihrer Wirkungsweise – die Einschätzung bzw. Vorhersage zukünftiger Entwicklungen bei Veränderungen der Standortfaktoren (S. 157 ff). BURMEISTER & BURMEISTER (1988: 56) halten Prognosen dieser Art für schwierig oder gar unmöglich, da sich die Vorgänge innerhalb der Lebensgemeinschaften – von der Konkurrenz der „etablierten“ mit einziehenden, meist ubiquitären Arten beeinflusst – über Jahre bis Jahrzehnte hinziehen können. Deshalb kann erst die Beständigkeit der Nachweise Aufschluß über Veränderungen der Biozönose geben. Beobachtet man Änderungen anhand von Wassermollusken, so besteht die Möglichkeit, zukünftige Sukzessionen an der (sich wandelnden oder gleichbleibenden) Gesellschaftsstruktur zu verfolgen und mit Leerschalen und -gehäusen zu dokumentieren. AMOROS et al. (1987b) sehen im „Biotop-Management“ die Möglichkeit, manipulativ in den Sukzessionsprozeß einzugreifen. Verlandende Altwässer könnten gezielt durch Ausräumen verjüngt werden, um Sukzessionen umzukehren und Pionier- und vorübergehende, kurzlebige Stadien mit ihren Artenzusammensetzungen (z. B. Schlammflingeln – vgl. ZAHLHEIMER, 1979: 285 ff) zu bewahren.

Die lokale Situation

Nach der „ökologischen Diagnose“ und der Einreihung der Gewässer in die Sukzession wird eine extreme Gefährdung der autotypischen Wassermolluskenfauna der Augewässer des Donauraums durch die Inbetriebnahme der Stauhaltung Straubing vorhergesagt (vgl. Abs. 4.6.2.). Die Prognosen stimmen mit den Vorhersagen LÖSING's (1989: 67) über die Auswirkungen des Donau-Staufensystems Gabčíkov-Nagy-maros (CSSR-Ungarn) überein (vgl. auch DISTER, 1984: 192; DISTER et al., 1986: 99).

Bilanz der ökologischen Charakterisierung

Wassermolluskengesellschaften eignen sich als Bioindikatoren zur ökologischen Charakterisierung von Augewässern:

- die substratspezifische Aufnahme der Wassermollusken im Gelände, die Reduktion der „allgemein verbreiteten“ und vereinzelt auftretenden Arten und die Verwendung der multivariaten Statistik haben sich bewährt.

- die 5 Gesellschaften der Aue (und die Bergbachgemeinschaft) mit sich entsprechenden Standortfaktoren bringen Ordnung in die Vielfalt der Daten, die Arten- und Gewässergruppierungen sind sinnvoll, das Prinzipielle wird herausgestellt.
- die Artenzusammensetzungen der einzelnen Gesellschaften weisen auf die Eigenschaften und räumlich/zeitliche Strukturierung der Gewässertypen hin – bestätigt durch verschiedene Standortfaktoren und Literaturvergleiche.
- die Gesellschaften bzw. Gewässertypen der Aue sind anhand weniger Arten bzw. Standortfaktoren schon im Gelände erkennbar.
- als besonders wertvoll erweist sich der Vergleich mit den Ergebnissen von HÄBLEIN (1966) im gleichen Untersuchungsgebiet, die durch die vorliegenden Ergebnisse bestätigt und ergänzt werden.
- die Ergebnisse stimmen mit denen anderer Autoren in verwandten Lebensräumen und Ökosystemen, insbesondere der Rhône (vgl. RICHARDOT-COULET et al., 1987; CASTELLA & AMOROS, 1988) überein und lassen vermuten, daß sich der Ansatz auf andere Flußabschnitte und -systeme ausweiten läßt (vgl. CASTELLA, 1987, I: 196).
- die „traditionelle longitudinale Flußzonierung“ wird um die transversale Dimension erweitert (vgl. Abs. 1 und CASTELLA, 1987, I: 196).
- die Einreihung der Gewässertypen in eine Sukzessionsabfolge im evolutiven Prozeß erlaubt unter Berücksichtigung der Standortfaktoren Prognosen über zukünftige Entwicklungen der Augewässer.
- zukünftige Entwicklungen lassen sich an der Struktur der Wassermolluskengesellschaften verfolgen.

5.4. Die Anzahl Wassermolluskengesellschaften und die Bewertung von Augewässern

Literaturreferenz

Heute sind durch den „Donauausbau“, den Rhein-Main-Donau-Kanal und die ungebremste Intensivierung der Landwirtschaft die letzten Reste der ostbayerischen Donauauen äußerst gefährdet. Laut WWF (1988a) gingen in den letzten 150 Jahren 75% der Auenlandschaften in Bayern durch menschliche Aktivität verloren. 511 ha Grünland wurden im Bereich Gmünd bis Rinkam (s. Abb. 4.1.2.) von 1972 bis 77 zugunsten der Landwirtschaft eingebüßt (SCHREINER, im Druck). Durch die Baumaßnahmen der Staustufe Straubing werden weitere 431 ha Aulandschaft (Auwiesen, Auwald, Altwässer usw.) verschwinden (RAAB et al., 1986: 519 ff). Der Verlust der Auedynamik wirkt sich erheblich auf die Artengemeinschaften der Aue aus, die Reduzierung der Auflächen erhöht die Hochwassergefahr (DISTER, 1987; POPP, 1988). Die Prognosen über die Gefährdung der Wassermolluskenfauna (Abs. 4.6.2.) und die Möglichkeit der Einflußnahme auf die landschaftspflege-

rische Gestaltung der Aue beim Ausbau der Donau machen eine Bewertung notwendig. Erst durch die Forderung des Menschen nach Bewertung und daraus ableitbare Empfehlungen erhält die wertfreie ökologische Analyse der Verhältnisse praktische Anwendung (vgl. SCHLÜPMANN, 1988: 155) und eine Schlüsselrolle im Zusammenwirken umweltbezogener Entscheidungen (SLOBODKIN, 1988: 341).

Da es kein für alle Ökosysteme gültiges und anwendbares Bewertungsverfahren gibt, muß jede Bewertung die **Individualität des Lebensraums** berücksichtigen, d. h. „**naturreaumentorientiert**“ sein.

KONOLD (1988: 121) stellt bei kritischer Revision üblicher Bewertungsmaßstäbe von Stillgewässern (Belastung, Seltenheit, Diversität, u. a.) fest: „dem Kriterium des ‚**Typischen**‘ muß grundsätzlich eine hohe Bedeutung zugemessen werden“ SCHLÜPMANN (1988: 158) empfiehlt nach Prüfung der Praktikabilität „ökologischer“ Bewertungskriterien **biozönotische Untersuchungen** für die Landschaftsplanung, „da sich Fehlbewertungen am ehesten auf synökologischer Ebene vermeiden lassen“ im Gegensatz zur „Bewertung nach einzelnen Arten und ihrer Populationen“ (vgl. PHILLIPSON, 1983: 122). Die weiteren Vorgaben der Bewertung sind: Objektivität, Transparenz und Nachvollziehbarkeit (AMMER & SAUTER, 1981: 100) und, wenn möglich, die Übertragbarkeit des Bewertungssystems auf andere Organismengruppen bzw. Ökosysteme.

Das Bewertungsverfahren

Im vorliegenden Fall mußte entschieden werden, in welchen der untersuchten Augewässer die heutigen Verhältnisse soweit „intakt“ erscheinen, daß eine positive Entwicklung im Sinne des Arten- und Naturschutzes (s. Abs. 1.3.3. bzw. ANL, 1984: 10) bei optimalem Schutz in Aussicht steht – im Unterschied zu offenbar gestörten Gewässern, deren Entwicklung schon heute in Richtung Artenverarmung abläuft. Dazu mußten die Gewässer in eine Rangordnung gebracht werden. Anschließend wurde nach Möglichkeiten der Einflußnahme zur Umkehrung der negativen Entwicklungen in den gestörten Gewässern gefragt.

Gemäß der „Bedeutung des Typischen“ der individuellen Landschaft kamen folgende oft verwendete Kriterien für das Bewertungsverfahren nicht in Frage:

- a) Die Artenzahl und die Diversität bringen zwar Artenmächtigkeit und -mannigfaltigkeit eines Lebensraumes zum Ausdruck, der Anteil der für den Naturraum typischen Arten ist jedoch nicht ersichtlich.
- b) Die Anzahl „Rote-Liste-Arten“ berücksichtigt zu wenig die lokale Situation. Z. B. beherbergen die Gießen der fossilen Aue von allen Gewässertypen im Durchschnitt die meisten „Rote-Liste-Arten“ (s. Tab. 4.3.3.6.) – diese sind jedoch, wie die Vegetation der Gießen, von „wenig auenspezifischem Charakter“ (vgl. ZAHLHEIMER, 1979: 57).
- c) Die Anzahl „seltene Arten“ kann über das „Typische“ hinwegtäuschen, da nicht ent-

schieden werden kann, ob die einzelnen Arten atypisch und deshalb selten, aufgrund stöcker Ansprüche natürlicherweise selten oder früher einmal typisch waren und selten geworden sind (KONOLD, 1988: 119).

- d) Das Saprobiensystem berücksichtigt zu wenig die natürlichen Gegebenheiten wie Bachbettstruktur, Physiographie, natürliche Nährstoffsituation u. a. (vgl. GREUNER-PÖNICKE, 1987: 22 ff). Auch eutrophe Gewässer können als ein Typus des möglichen Spektrums schützenswert sein (KONOLD, 1988: 118).

Im Gegensatz zu den „Mängeln“ der genannten Kriterien stellt die ökologische Charakterisierung des Untersuchungsgebietes (Abs. 4.6.1.) als wesentliches Ergebnis die verschiedenen Gewässertypen des Lebensraums Donaul mit den für sie **typischen** Wassermollusken (-gesellschaften), die der natürlichen und zeitlichen Strukturvielfalt der Aue (Abs. 4.6.2.) entsprechen, deutlich heraus – **eine optimale Basis für die Bewertung** (Abs. 4.6.3.). Entsprechend der Vorgabe, eine Rangordnung aufzustellen, wurden alle untersuchten Augewässer gemäß der Anzahl der in ihnen festgestellten Wassermolluskengesellschaften in 3 Bewertungsgruppen eingeteilt (Abs. 4.4.7.): Gewässer, die eine oder mehrere für den Flußabschnitt „**typische**“ Wassermolluskengesellschaften beherbergen, und solche mit keiner oder nur einer „reduzierten“ Gesellschaft.

Güteprüfung des Bewertungsverfahrens

Bei der Prüfung der Güte des Bewertungsverfahrens wurden die die einzelnen Bewertungsgruppen unterscheidenden Faktoren herausgestellt und das Ergebnis der Bewertung mit denen anderer Bearbeitungen des Gebietes verglichen (Abs. 4.6.3.). Hierbei stellte sich heraus, daß einerseits die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften (nMG) sehr wohl andere, jedoch wenig naturreaumentorientierte Bewertungskriterien (Artenzahl, Diversität, Anzahl „Rote-Liste-“ und „rare und seltene Arten“) stellvertretend mitefaßt, und andererseits die aufgestellte Rangordnung der Gewässer durch abiotische Faktoren (Cl-Gehalt und Gewässerfläche) bestätigt wird: **Die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften (nMG)** unterscheidet zwischen Gewässern mit vielen lebensraumtypischen Arten und vielen „Allerweltsarten“, und bringt auf synökologischer Basis den Artenreichtum und die dafür verantwortlichen Parameter einfach, nachvollziehbar und – soweit dies möglich ist – objektiv zum Ausdruck.

Der **Chloridgehalt (Cl⁻ mg/l)** ist in natürlicherweise salzarmen Binnengewässern ein guter Indikator für die Abwasserbelastung (FREVERT, 1983: 184; KLEE, 1985: 214) und bringt in seinen Korrelationen mit der Umland-Einstufung (UI) und der Entfernung von der rezenten Aue (Km) die Lage der Gewässer zum Ausdruck.

Die **Gewässerfläche (ha)** korreliert zwar schwach mit der Artenzahl ($r = 0.397$, s. Abs. 4.5.2.1. und Abs. 4.5.4.3.), die starke Streuung (Abb. 4.5.4.9.) zeigt aber, daß die Artenzahl nicht primär von der Fläche abhängig ist (MADER, 1980: 93).

Die relativ große Steigung ($z=0.34$) weist nach der „Inseltheorie“ auf einen hohen Isolationsgrad hin (MADER, 1980: 93). BRÖNMARK (1985: 129) erhält eine ähnliche Beziehung ($r=0.4$), jedoch mit geringerer Isolierung ($z=0.114$), was vermutlich auf die hohe Dichte seiner Gewässer ($n=115$) in einem relativ kleinen Gebiet (ca. 17.7 km^2) zurückgeht (BRÖNMARK, 1985: 128) – zum Vergleich: die 96 Augewässer im Donauraum Straubing verteilen sich auf eine Fläche von ca. 76.6 km^2 , die Isolierung ist bedeutend größer. AHO (1978a: 153) erklärt die Abweichung vom Equilibrium-Modell (MACARTHUR & WILSON, 1967) in finnischen Seen mit dem Einfluß der Wasserqualität (v. a. Ca^{2+} -Gehalt) und räumlicher Faktoren wie der Meereshöhe (AHO, 1978b: 161 ff). Eine Gefahr der Isolierung und Verkleinerung von Biotopen liegt in der Unterschreitung des zum Erhalt des Ökosystembestandes nötigen Minimalareals (HEYDEMANN, 1981: 25 ff), Grenzwerte sind jedoch schwer anzugeben. Hier zeigt sich eine Schwäche des Bewertungssystems, denn für die Aue sind auch Kleingewässer (Seigen u. ä.) typisch, die von einer der meistgefährdeten Gesellschaften, der *Valvata macrostoma* – *Aplexa hypnorum*-Gesellschaft (Abs. 4.3.3.7.) besiedelt werden (s. Farbfoto 12). Sie kommen u. U. zu wenig zur Geltung, was bei der Anwendung des Bewertungssystems beachtet werden muß. GLANDT (1989: 9 ff) weist auf die Bedeutung des Schutzes von Kleingewässern hin. Die Leitfaktoren der Bewertung und die Problematik der Fläche zeigen, daß die Anwendung der „Inseltheorie“ die Gefahr einer zu starken Vereinfachung der Komplexität von Ökosystemen in sich birgt. Es ist nicht immer angebracht, Naturschutzbelange nur anhand der Artenzahl zu entscheiden (BURGMANN et al., 1988: 20). In den Augewässern des Donautals wird die lebensraumtypische Artenzusammensetzung weniger von der Gewässerfläche als vielmehr von der Lage und von den natürlichen und anthropogenen Standortfaktoren, der räumlich/zeitlichen Strukturierung und dem Umfeld der Gewässer bestimmt.

Weitere Bestätigung findet das Ergebnis der Bewertung in der Übereinstimmung mit der Bewertung von ZAHLHEIMER (1979: 312 ff), STEIN (1985: 65 ff), OAG (1986: 36 ff) und SIEBECK & FOECKLER (1986: 235 ff). Es zeigt sich, daß die Eigenschaften der Gewässer der jeweiligen Bewertungsgruppen den Kriterien der 3 von SIEBECK & FOECKLER (1986) eigens für die Gewässer der Donauaue empirisch definierten Kategorien (s. Abs. 4.4.) entsprechen. Somit sind diese anhand meßbarer Parameter objektiv nachvollziehbar. Die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften hat sich als Bewertungskriterium für Augewässer bewährt. Im Mittelpunkt steht das **Typische** des Lebensraums.

Gestaltungsmaßnahmen

Die Bewertung orientiert sich am momentanen Zustand und stellt die „wertvollsten“ Gewässer und ihre Merkmale gegenüber den gestörten, aber entwicklungsfähigen heraus. Durch die Inbetriebnahme der Stauhaltung Straubing jedoch

entsteht eine neue Situation. Der „einfache“ Schutz der Gewässer mit der Verbesserung der Wasserqualität, der Anlage von breiten Pufferstreifen und der Aufhebung der Isolation durch ein Verbundsystem genügt nicht. Der Verlust der natürlichen Standortfaktoren muß bei den Gestaltungsmaßnahmen berücksichtigt werden. Die **Reaktivierung der Aue** im Stauwurzelbereich durch Rückverlegung der Dämme an die Terrassenkanten (DISTER, 1985 ff) ist am erfolgversprechendsten. Diese Erweiterung der Auenfläche kommt der natürlichen Situation mit ihrer Dynamik am nächsten. Diese Lösung ist der bestmögliche „Ausgleich“ für Biotop- und Flächenverluste durch den Überstau der flußabwärts liegenden Aue und dient sowohl dem Natur- und Ökosystemschutz als auch dem Hochwasserschutz (Abs. 4.6.3.3.).

Die **Simulation der Auedynamik** innerhalb bestimmter Areale kommt einer Reaktivierung von Auflächen nahe, bleibt aber durch die Abgeschlossenheit und das notwendige „Biotop-Management“ (Wasserstandsregulierungen über Steuerungssysteme) doch künstlich, da der Durchfluß mit Ausräumeffekt, natürliche Periodizität u.v.m. verloren gehen.

Verbundsysteme vergrößern die Gewässerflächen und fördern den Arten-, Populations- und Genaustausch (HEYDEMANN, 1980, 1981; BLAB, 1986). In jüngster Zeit wird dieses Konzept des Altarmverbunds in Frage gestellt, da sich aufgrund der fehlenden Aubebedingungen seltene und gefährdete Arten nicht neu einstellen (KRAUSE et al., 1987: 9). Die jahreszeitliche Einleitung von Wasser aus dem Stauraum in die fossile Aue mit Abfluß über das Binnenentwässerungssystem wäre eine mögliche Lösung. Dies ist, abgesehen von der „Strebwirkung“, besonders angesichts der Immobilität von Wassermollusken von Bedeutung, da ihr Genfluß vielfach auf die „zusammenführende“ Wirkung der Hochwässer angewiesen ist (JUNGBLUTH et al., 1986: 487).

Ausgleichsmaßnahmen stellen eine Ergänzung zur Gestaltung der Aue dar, sofern darunter nicht nur die Schaffung neuer, künstlicher Biotope verstanden wird, sondern die Möglichkeit, bestehende Ökosysteme in ihrer natürlichen Ausprägung und Artenzusammensetzung zu fördern, ohne die standorttypischen Faktoren zu ändern.

In jedem Fall sollten die zukünftigen Entwicklungen anhand der Wassermolluskensiedlung verfolgt und dokumentiert werden, um Änderungen im Mikroklima des Donautales und seiner Augewässer frühzeitig zu erkennen und z. B. mit manipulativen Eingriffen in die Sukzession zu reagieren (vgl. Abs. 4.6.2. bzw. AMOROS et al., 1987b; DISTER et al., 1980).

Bilanz zur Verwendung von Wassermolluskengesellschaften als Bewertungsmaßstab

Die Vorteile der Verwendung von Wassermolluskengesellschaften als Bewertungsmaßstab werden zusammengefaßt:

- Orientierung am untersuchten Naturraum;
- Einfachheit, Transparenz, Objektivität und Nachvollziehbarkeit;

- keine Schätzung der Abundanz nötig;
- der Ausfall einzelner Arten wiegt nicht schwer – es zählen „typische“ Gesellschaften;
 - durch Berücksichtigung der Individualität der einzelnen Gesellschaften und ihrer Gewässertypen ist die Wertung biotoporientiert, d. h. Gesellschaften mit vielen Arten werden Gesellschaften mit wenigen Arten gleichgestellt;
- keine vollständige Artenerfassung, Determinierung und Fixierung nötig, da Gesellschaften (bei genügend Kenntnis des Systems) auch ohne Bestimmung jeder einzelnen Art erkennbar sind (vgl. Pflanzensoziologie);
- die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften bringt das Typische des Naturraums zum Ausdruck und ist stellvertretend für andere, komplizierter zu erfassende Wertkriterien (nL, H₃, E, nRL und nrs). Ubiquisten, die das Ergebnis „verfälschen“ würden, gehen nicht in die Bewertung ein, denn viele Ubiquisten können ein „intaktes“ Biotop vortäuschen;
- die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften bringt die räumlichen und zeitlichen Strukturen im Gewässer zum Ausdruck;
- die Bewertung findet Bestätigung in den die Gewässer der Kategorien 1 bis 3 unterscheidenden Leitfaktoren;
- die Übertragbarkeit der Methode auf andere Ökosysteme und Tiergruppen läßt sich vermuten und wäre zu überprüfen.

5.5. Perspektiven

ROUX (1982) bezeichnet die Haut-Rhône als „privilegierten Standort interdisziplinärer Forschung des ökologischen Umgangs mit den Ressourcen im Wasser“. Das gilt ebenso für die Donau und regt zur interdisziplinären Erforschung der „Struktur und Dynamik von Ökosystemen der bayerischen Donau“ an. Nach jahrzehntelangem, fruchtbarem Studium der Mittelgebirgsbäche (z. B. durch THIENEMANN, ILLIES, HYNES, MACAN u.v.m.) ist es Zeit, sich dem Unterlauf der Flüsse intensiver zu widmen, mit stärkerer Berücksichtigung des Querprofils in Abhängigkeit von der Flußdynamik.

Die vorliegenden Ergebnisse beinhalten theoretische und angewandte Aspekte. Einerseits tragen sie zum Verständnis des Ökosystems der Aue bei, andererseits zeigen sie Möglichkeiten auf, mit Hilfe von Wassermollusken schnell den momentanen Zustand von Augewässern zu erfassen, ihre Entwicklungsmöglichkeiten zu beurteilen und zu bewerten (vgl. KINZELBACH, 1976a/b). Zugleich dokumentieren die Untersuchungen die anthropogene Belastung der Flüsse und ihrer Feuchtgebiete, einer der prinzipiellen Anlässe für diese Studien (vgl. ZAHLHEIMER; 1979; OAG, 1986). Die vorgestellten Systeme zur Beurteilung und Bewertung von Augewässern sind nicht allgemeingültig und auf beliebige Standorte übertragbar, da sie nicht ohne Eichung auf die geographischen und faunistischen Gegebenheiten eines neuen Gebietes angewandt werden können.

Weitere Forschungsziele sind:

a) Erweiterung der „faunistischen Typologisierung“ und „ökologischen Diagnose“

In der faunistischen Gewässertypisierung sollten mehr Tiergruppen (z. B. vorliegende Aufsammlungen von Tricladida, Hirudinea, Crustacea, Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Heteroptera, Coleoptera, Megaloptera, Trichoptera und Diptera aus dem gleichen Gewässern; SIEBECK & FOECKLER, 1986) miteinbezogen werden (vgl. CASTELLA, 1987). GERKEN (1988: 68 ff) z. B. charakterisiert Augewässer anhand typischer Libellengemeinschaften.

Folgende Standortfaktoren sollten u. a. in Zukunft berücksichtigt werden:

- a) die Dauer des Trockenfallens bzw. der Überflutung einzelner Gewässer,
 - b) das Ausmaß von Wasserstandsschwankungen im Gewässer – gemessen als Jahresamplitude von Pegelständen,
 - c) Strömungsmessungen in Stillgewässern zur Erfassung des Ausräumeffekts von Hochwässern in der rezenten Aue einerseits und der Grundwasserdurchströmung in der fossilen Aue andererseits,
 - d) das Verhältnis zwischen SO_4^{2-} und HCO_3^- kann laut JUGET et al. (1979) Auskunft über Fluß- oder Grundwasserversorgung der Rhône geben (s. CASTELLA & AMOROS, 1988: 1302): je größer das Verhältnis $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ desto stärker ist der Grundwassereinfluß.
- e) weitere chemische Variable, z. B. geben $-\text{PO}_4^3-$, NH_4^+ , NO_2^- , O_2 und $\text{O}_2\%$ Hinweise auf mögliche Zusammenhänge (s. Abs. 4.1. und Abs. 4.5.1.).

b) Übertragung und Erweiterung auf andere Flußabschnitte und Flüsse

Zusätzliche Relevanz und Verbesserung erhält die malakologische (faunistische) Gewässertypisierung durch die Übertragung auf weitere Flußabschnitte der Donau und andere Flüsse. Die festgestellte Gewässertypisierung und Vergesellschaftungen der Wassermollusken sollten zunächst beibehalten werden, um die Gültigkeit zu überprüfen, anschließend sollten sie durch neue Erkenntnisse variiert, ergänzt und verbessert werden. Es liegt nahe, die malakologische Typisierung flußabwärts von Straubing anzuwenden, hier herrschen vergleichbare Bedingungen. Im Isarmündungsgebiet kommen durch Umlagerungen des Flußbetts neue Komponenten einer aktiven Auedynamik zur Palette möglicher Lebensraumtypen hinzu (vgl. GERKEN, 1988: 16 ff).

Im zweiten Schritt gilt es, die Ergebnisse auf andere Flußsysteme zu übertragen und mit den dortigen Verhältnissen zu vergleichen. Durch die neue geographische Situation und durch vikariierende Arten werden Anpassungen notwendig.

c) Verfolgung und Studium von Sukzessionsabläufen im evolutiven Prozeß

Augewässer stellen ideale Modelle für die Erforschung der Sukzession dar, da die Prozesse aus

menschlicher Sicht schnell ablaufen und somit verfolgt werden können. In der Aue können zahlreiche verschiedene Altersstadien verglichen werden (CASTELLA, 1987, I: 203). In der rezenten Aue ist insbesondere die Rolle der Verjüngung durch „Störung“ des Sukzessionsablaufs (z. B. die Hochwässer und ihre Abflüsse) von Interesse (MOOR, 1969; DETHIER, 1984; SOUSA, 1984; REMMERT, 1985; HEBAUER, 1988). Durch die Umlagerungsprozesse des Flußbettes (z. B. Isarmündungsgebiet) und den Ausräumeeffekt entstehen Inseln und Stellen mit offenen Schlammböden, die von Pioniergesellschaften besiedelt werden (GERKEN, 1988: 49). Das „Landschaftsmosaik“ wird immer wieder umorganisiert (BLONDEL, 1986, zit. in CASTELLA, 1987, I: 204). In der fossilen Aue laufen die Prozesse wesentlich langsamer und „ungestörter“ ab. Im Gewässer können laut ROSTAN et al. (1987) anhand des organischen Kohlen- und Stickstoffgehalts (CxN) und des CaCO₃-Gehalts (%) im Sediment autogene und allogene Prozesse (BOTNARIUC, 1967; ODUM, 1969; AMOROS et al., 1987b) unterschieden werden: in sich geschlossene Ökosysteme zeigen eine von langsamen autogenen Prozessen (CxN > 2) geprägte Entwicklung, während offene Systeme eine schnelle, von allogenen Prozessen (CxN < 2) beeinflusste Entwicklung aufweisen (steigender CaCO₃-Gehalt weist auf zunehmenden Grundwassereinfluß hin). Diese Informationen sollen in Zusammenhang mit Flußdynamik, Gewässermorphologie und durch anthropogene Manipulationen am Flußregime ausgelöste Veränderungen eine Beurteilung des Entstehens und der Entwicklungstendenz von Augewässern ermöglichen (ROSTAN et al., 1987: 60).

Die Sukzession ließe sich am Strukturwandel der Wassermolluskengesellschaften verfolgen (vgl. Abs. 4.6.2.). Auf diese Weise könnten die zukünftigen Änderungen durch die Stauhaltung Straubing mit ihren Folgen als Experiment und Versuchsfeld ökologischer Forschung dienen, was aber nicht als Berechtigung für das Stauprojekt aufgefaßt werden darf (WARD & STANFORD, 1984: 23 ff)!

d) Ökologische Untersuchungen zur Fauna der Aue

Ein weiterer Aspekt der Aue als Forschungsfeld der Ökologie ist das Studium von Anpassungs-, Selektions- und Isolationsmechanismen: z. B. ökophysiologische Anpassung einzelner Arten an die Auendynamik, ihr Verhalten gegenüber wechselnden Wasserständen und Abflußstärken als Selektionsmechanismen (HEITKAMP, 1980; FRITZ, 1983; HEIMER, 1983b; WILLIAMS, 1987). Möglichkeiten der Simulation der Auendynamik hat der WWF (1988b) mit einer „Modellau“ geschaffen.

Populationsgenetische Untersuchungen über Auswirkungen der Isolation auf den Genfluß zwischen Populationen verschiedener, voneinander abgeschnittener Gewässer der fossilen Aue, im Gegensatz zu den zumindest bei Hochwasser miteinander verbundenen Gewässern der rezenten Aue, würden auf ideale Weise ökologische Grundlagenforschung mit der naturschutz-

relevanten Frage nach den Schäden der Populationen durch die Verinselung der Landschaft verknüpfen.

e) Erweiterung des Bewertungssystems

Das Bewertungssystem sollte in zwei Richtungen erweitert werden: zum einen liegt es nahe, es auf weitere Flußabschnitte der Donau (insbesondere Straubing-Vilshofen) und andere Flüsse zu übertragen, zu erproben und weiterzuentwickeln, zum zweiten die Übertragbarkeit auf andere Tiergruppen und Ökosysteme zu erproben. Hierzu bietet sich eine Verbesserung des bestehenden Saprobiensystems zur Gewässergütebestimmung von Fließgewässern nach MAUCH et al. (1985) an.

Das Saprobiensystem hat vom Standpunkt der direkten Verwendung von Bachwasser als Trinkwasser seine Berechtigung, erfüllt aber nicht die Ansprüche einer ökologisch orientierten Einschätzung der natürlichen Gegebenheiten (vgl. Abs. 5.1. und Abs. 5.4.). Das künstliche System sollte in ein naturraumorientiertes umgewandelt werden. Nach Feststellung typischer Artengemeinschaften natürlicher Flußabschnitte (unbelastete der verschiedenen Zonen) ließe sich ein Bewertungsschema aufstellen, das die natürlichen physikalisch/chemischen und physiographischen Bedingungen stärker berücksichtigt. Ein unbelasteter Tieflandbach kommt seiner Funktion im Gesamtökosystem der Landschaft näher als ein als Abwasservorfluter dienender Bergbach der Güteklasse II mit eingewanderten Arten des Tieflandes, dessen Wasser u. U. aufwendiger zu Trinkwasser aufzubereiten ist, als das des unbelasteten Tieflandbaches (dies muß jedoch die chemische Analyse entscheiden). Vordringliche Aufgabe ist demnach, die für jeden Naturraum charakteristischen Arten zu ermitteln, um zu den typischen Artengemeinschaften der einzelnen Fließgewässer und ihrer Teilbereiche als Bewertungskriterium zu gelangen. In Großbritannien wird dieses Ziel seit einigen Jahren, anhand von Makroinvertebratengemeinschaften (WRIGHT et al., 1984; 1988) wie auch von abiotischen Parametern (MOSS et al., 1987), verfolgt, wobei die Einflüsse jahreszeitlicher Populationsschwankungen und verschiedener taxonomischer Bearbeitungsniveaus mit-analysiert werden (FURSE et al., 1984).

Schlußbemerkung:

Funktion, Schutz und Erhaltung von Auen

Nicht nur die Bedrohung der Wassermollusken – stellvertretend für viele andere Pflanzen- und Tierarten der Aue – sondern auch andere Gründe sollten zum Überdenken der geplanten Staustufen zwischen Straubing und Passau anregen (BROLL & STEPHAN, 1988: 98 ff; MELCHIOR, 1988: 24 ff; ROSENBLADT, 1988: 26/27). Die jüngsten Hochwasser-„Katastrophen“, verursacht u. a. durch Bach- und Flußbegradigung bei gleichzeitiger Verringerung von Wasserrückhalteflächen in Auen, machen auf die Retentionsfunktion der Aue aufmerksam. Hinzu kommt die fehlende Wasserrückhaltung in den Oberläufen der Bäche infolge des Wald-

sterbens (POPP, 1988: 12.5). Konzepte zur Reaktivierung von Auen zum Hochwasserschutz bieten sich im Donaunraum Straubing an (POPP & DISTER, 1988: 39). Eine weitere Gefahr des Flußverbau liegt in der Grundwasserabsenkung mit anschließender Versteppung (NIE-MEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI, 1985: 131) und dem Verlust wertvoller Agrarflächen (vgl. Oberrheinebene; WEIN, 1977). Auf diese Probleme wiesen DEMOLL und THIENEMANN schon 1950/51 hin (THIENEMANN, 1951: 363 ff). In Nagymaros (Ungarn) steht neben der Zerstörung einer der letzten großen Auwäldlandschaften Europas auch die des größten, unerschlossenen Trinkwasserreservoirs auf dem Spiel (WAGNER, 1987: 21 ff; OSWALD, 1988: 40). Der Plan Rumäniens, einen Großteil des Donaudeltas trocken zu legen und in Ackerland umzuwandeln, und das Vorhaben Frankreichs, die Loire „auszubauen“, führen zum Verlust einzigartiger Lebensräume in Europa – „die Folgen kann man sich ausmalen“ (MATTHÄI, 1988: 63).

6. Zusammenfassung

Malakologische Gewässertypisierung

1. In den Jahren 1984/85 wurden die Wassermolluskenbesiedlung und biotisch/abiotische Begleitparameter von 104 Gewässern im Donaunraum Straubing aufgenommen.
2. Die Gewässer verteilen sich auf die:
 - a) rezente Aue der Donau mit 8 Fließ- und 28 Stillgewässern, die der natürlichen Auedynamik (wechselnde Wasserstände, Trockenfallen, Ausräumeffekt der Hochwässer, mineralische Sedimentation, überwiegend allogene Prozesse u.v.m.) unterworfen sind. Ihre Gesamtfläche beträgt inkl. der Donau (425 ha) ca. 526 ha.
 - b) fossile Aue mit 20 Fließ- und 43 Stillgewässern ohne direkte Verbindung zur Donau (Gesamtfläche ca. 108 ha), die nur über das Grundwasser und dessen Schwankungen an der Auedynamik teilnehmen (autogene Prozesse überwiegen bei gleichzeitiger Eutrophierung durch die Landwirtschaft).
 - c) 5 kühlen, sauerstoffreichen, nährstoffarmen, schnell fließenden Bergbäche des Bayerischen Waldes, die im Tal in Fließgewässer der Ebene übergehen und in die Aue münden.
3. Von 59 potentiell vorkommenden Wassermolluskenarten wurden 46 lebend angetroffen. 10 Arten konnten nur tot (T) nachgewiesen werden. Drei von HÄBLEIN (1966) gefundene Arten konnten nicht wieder bestätigt (0) werden (vgl. Spalte h in Tab. 4.2.1.). Demnach sind seit HÄBLEIN (1966) 10 Arten „hinzugekommen“ und 13 erloschen (Tab. 4.2.2.).
4. Das Arteninventar stammt aus fünf malakologischen Faunenelementen. 82.7% gehören den holarktisch-palearktischen und europäisch-sibirischen Verbreitungstypen an. Der Anteil von 12.1% pontisch-dinarischer und danubischer Arten unterscheidet die Donau von anderen mitteleuropäischen Flüssen und ist stark dezimiert: 4 von 7 dieser Arten sind im Donaunraum Straubing erloschen, eine in ihrem Bestand bedroht (vgl. Tab. 4.2.3.).
5. Die Tiere werden in 4 Häufigkeitsklassen (s. Tab. 4.2.8. und Abb. 4.2.1.) unterteilt. Nur 15 (33%) der insgesamt 46 Arten besiedeln mehr als ein Fünftel – dagegen 31 (67%) weniger als ein Fünftel aller Gewässer des Donaunraums Straubing.
6. Zur malakologischen Gewässertypisierung werden die 46 lebend vorgefundenen Arten nach Ausschluß (Abs. 4.3.1.) der allgemein verbreiteten, vereinzelt vorkommenden und erloschenen Arten durch Clusteranalysen in 2 Fließ- (Tab. 4.3.2.1.) und 3 Stillwassergesellschaften der Aue (Tab. 4.3.3.1.) und eine Bergbachgemeinschaft aufgeteilt (Tab. 4.3.4.1.). Die Ansprüche/Toleranzen der Arten der einzelnen Gesellschaften entsprechen den durch sie gekennzeichneten Gewässertypen und deren Eigenschaften (vgl. Artenformeln und deren Gewässereigenschaften in oben genannten Tabellen, Abs. 4.3.) und ermöglichen die „ökologische Diagnose“ ihrer Wohngewässer.
7. Die Bestimmung der Charakter-, Leit- bzw. Begleitarten und zwei ökologische Modelle stellen die unterscheidenden Arten und Leitfaktoren heraus und ergänzen die „ökologische Diagnose“ (in Abb. 4.6.1. zusammengefaßt):
 - Die **Verarmte Theodoxus-Gesellschaft der Donau** besiedelt die Fließgewässer der rezenten Aue mit *Unio pictorum*, *Anodonta anatina*, *Dreissena polymorpha*, *Valvata piscinalis*, *Radix ovata*, *Radix auricularia*, *Sphaerium rivicola*, *Pisidium supinum* und *Ancylus fluviatilis*. Die Leitfaktoren sind: relativ geringe anthropogene Belastung (Cl-Gehalt: im Ø 28.3 mg/l), Hartsubstrate (geringer Besatz mit makrophytischen Wasserpflanzen, im Ø 4, und deren Gesellschaften, im Ø 1.2), stark variierende Strömung ($v = 0 - 0.85$ m/s) und Lage in der rezenten Aue mit den Faktoren der Auedynamik (Abb. 4.3.2.4. und Abb. 4.5.4.1./2./3.). Die mittlere Artenzahl (6.4), Diversität (1.3), Anzahl der „Rote-Liste-“ (3.8) und „rare und seltene Arten“ sind hoch (3.6), nur die Anzahl Totfunde (1.5) ist niedrig.
 - Die **Pisidien-Gesellschaft der Fließgewässer der fossilen Aue** mit *Pisidium subtruncatum*, *P. nitidum*, *P. henslowanum* und *P. milium*. Die Leitfaktoren sind: intensiv landwirtschaftlich genutzte Umgebung, hohe anthropogene Belastung des Wassers (Cl-Gehalt: im Ø 47.5 mg/l), reichlicher Pflanzenbesatz (im Ø 8 Pflanzenarten bzw. 2.5 -gesellschaften pro Gewässer), gleichmäßig geringe Strömung (im Ø 0.19 m/s), Weichsubstrate (Faulschlamm und Pflanzenpolster) und Lage in der fossilen Aue (Abb. 4.3.2.4. und Abb. 4.5.4.1./2./3.). Die artbezogenen Parameter gleichen denen der Fließgewässer der rezen-

- ten Aue. Lediglich die Anzahl Totfunde ist im Mittel bedeutend höher (3.5). Die durchwegs nährstoffreichen Gräben und Bäche der Ebene dienen dem Oberflächenabfluß von der fossilen Aue in die Donau.
- Die **Radix auricularia – Gyraulus albus-Gesellschaft der Altwässer** mit *Radix auricularia*, *Gyraulus albus*, *Valvata piscinalis*, *Anodonta anatina* und *Unio pictorum*. Die Leitfaktoren sind: große Fläche (im Ø 4.4 ha) und Tiefe (im Ø 1.1 m), Nährstoffreichtum, hohe NO₃-Gehalte (im Ø 23.4 mg/l) und Lage (meist in der rezenten Aue flußabwärts mit der Donau verbunden, Abb. 4.3.3.4. und Abb. 4.5.4.4./5./6./7.). Die durchschnittliche Anzahl der Arten (7.8) und Diversität (1.7) sind von den 3 Stillwassertypen am kleinsten.
 - Die **Valvata cristata – Planorbis carinatus-Gesellschaft der Gießen** mit *Valvata cristata*, *Planorbis carinatus*, *Musculium lacustre*, *Bathymphalus contortus*, *Hippeutis complanatus*, *Physa fontinalis*, *Viviparus contectus* und *Sphaerium corneum*. Die Leitfaktoren sind: sehr variable Größe (0.01 bis 37.5 ha), mittlere Tiefe (0.5 m), geringer NO₃-Gehalt (im Ø 7.1 mg/l), Grundwassereinfluß und fast ausschließliche Lage in der fossilen Aue (s. Abb. 4.3.3.5. und Abb. 4.5.4.4./5./6./7.). Diese Gewässer – vom Flußregime der Donau seit langem abgeschnittene, dauerhafte Stillgewässer und Gräben mit konstantem Wasserspiegel – befinden sich im Verlandungsprozeß, der durch Grundwasserzuströmung verzögert wird. Die Gießen zeigen von allen Stillgewässertypen die höchste mittlere Artenzahl (11) und Diversität (2.0).
 - Die **Valvata macrostoma – Aplexa hypnorum-Gesellschaft der Tümpel** (temporär/periodische Gewässer) mit *Aplexa hypnorum*, *Valvata macrostoma*, *Pisidium casertanum* und *Anisus spirorbis*. Die Leitfaktoren der Tümpel sind: geringe Fläche (im Ø 0.6 ha), geringe Tiefe (im Ø 0.3 m), niedrige NO₃-Gehalte (im Ø 3.4 mg/l) und bevorzugte Lage in der rezenten Aue (s. Abb. 4.3.3.6. und Abbildungen 4.5.4.4./5./6./7.). Die Lage ist für die geringen NO₃-Gehalte und die hohe Dynamik des Lebensraums (z. B. Überflutung und anschließende Trockenheit) verantwortlich. Die Zahl (4) der an dieser Gesellschaft beteiligten Arten ist gering. Die durchschnittliche Artenzahl (9.4), Diversität (1.9), Anzahl der Wassermolluskengesellschaften (1.3) und Anzahl Totfunde (3) werden durch die Beteiligung der größeren Altwässer mit mehreren, verschiedene Gesellschaften beherbergenden Zonen (räumliche und zeitliche Strukturierung), erhöht.
 - Die **Margaritifera margaritifera-Gemeinschaft der Bergbäche des Bayerischen Waldes** mit *Margaritifera margaritifera*, *Ancylus fluviatilis*, *Pisidium personatum*, *P. amnicum*, *Radix peregra*, *P. subtruncatum* und *P. casertanum* (Abb. 4.3.2.4. – Leitfaktoren: Punkt 2c/siehe oben). Die durchschnittliche Artenzahl (3.8), Diversität (0.7), Evenness (0.4) und Anzahl „Rote-Liste-Arten“ (2) sind gering – dagegen ist der Anteil spezialisierter, biotopgebundener Arten hoch (Abs. 4.3.4.).
8. Die Übereinstimmung der malakologischen Gewässertypisierung mit der vegetationskundlichen Typisierung von ZAHLEHEIMER (1979: 55 ff) ist groß und ergänzt die Interpretation der Eigenschaften der Gewässertypen (Abs. 4.3. und Abs. 5.2.).
 9. Die mit Methoden der multivariaten Statistik erstellten Wassermolluskengesellschaften stimmen in hohem Maße mit den von HÄBLEIN (1966) „intuitiv“ aufgestellten überein. Die Pisidien-Gesellschaft der Fließgewässer der fossilen Aue (Abs. 4.3.2.5.) und die *Valvata cristata – Planorbis carinatus-Gesellschaft der Gießen* (Abs. 4.3.3.5.) sind gegenüber HÄBLEIN (1966) neu. Weitere Bestätigungen finden die malakologische Gewässertypisierung und die „ökologische Diagnose“ in vergleichbaren Lebensräumen anderer Flußabschnitte und Flüsse (insbesondere Rhein und Rhône, Abs. 5.2.).
 10. Die longitudinale Fließgewässerzonierung wird um die transversale Dimension erweitert. Viele gemeinsame Arten der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau und der *Radix auricularia – Gyraulus albus-Gesellschaft der Altwässer* (Tab. 4.3.2.4. und Tab. 4.3.3.4.) folgen sowohl der transversalen als auch longitudinalen Gliederung des Flusses (Abs. 5.2.).
- Rekonstruktion, Prognosen und Verfolgung von Sukzessionen im evolutiven Prozeß**
1. Die malakologische Gewässertypisierung und „ökologische Diagnose“ ermöglichen die Einordnung der Gewässer in der Sukzessionsabfolge im evolutiven Prozeß (Tab. 4.6.1.), wobei die Zonierung der Molluskengesellschaften in größeren Gewässern und leere Molluskengehäuse und -schalen erheblich zur Rekonstruktion des Ablaufs beitragen (Abs. 4.6.2. und Abs. 5.3.).
 2. Die Sukzessionsabfolge ermöglicht – bei genügender Kenntnis der Standortfaktoren – die Prognose zukünftiger Entwicklungen. Zur Zeit forciert der Nährstoffeintrag und die Grundwasserabsenkung (Drainage) durch die Landwirtschaft die Sukzession innerhalb der fossilen Aue in Richtung Verlandung, während in der rezenten Aue die „intakte“ Auendynamik für ein mosaikartiges Nebeneinander aller Sukzessionsstadien sorgt (Abb. 3.3. und Abb. 3.4.). Die Inbetriebnahme der Stauhaltung Straubing führt zu massiven Veränderungen im Flußsystem und Auengefüge: Nivellierung der Wasserstände, Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit der Donau, Rückgang der Grundwasserschwankungen auf ca. 15% der alten Schwankungsbreite. Hochwasserereignisse mit ihrer erneuernden Wirkung bleiben aus. Diese Nivellierung fördert euryöke Ubiquisten und die auf konstante Bedingungen angewiesene Pisidien-Gesellschaft der fossilen Aue und *Valvata cristata – Planorbis carinatus-Gesellschaft der Gießen*. Sie werden die stenöken, auf die ökologische Nische der schwankenden Fluß- und Grundwasserstände speziali-

sierten Arten der Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Donau und der Valvata macrostoma – Aplexa hypnorum-Gesellschaft der Tümpel verdrängen (Abs. 4.6.2.).

3. Die in den Prognosen angekündigten Veränderungen können an den Sukzessionen der Gewässer bzw. am Wandel der Struktur der Wassermolluskengesellschaften verfolgt, identifiziert und dokumentiert werden. Dies bietet auch die Möglichkeit, u. U. durch Biotoppflege gefährdete Artengemeinschaften zu fördern (s. Abs. 5.3.).

Die Verwendung von Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren

Die einzelnen Wassermolluskengesellschaften zeigen als Bioindikatoren die momentanen Eigenschaften und die räumlich/zeitliche Strukturierung der Gewässertypen an, ordnen die Gewässertypen Sukzessionsstadien im evolutiven Prozeß zu und erlauben Aussagen über die Entwicklungsmöglichkeiten der Gewässer. Die einzelnen Wassermolluskengesellschaften und Gewässertypen sind anhand weniger Arten bzw. Standortfaktoren schon im Gelände erkennbar (Abs. 5.3.).

Die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften als Bewertungsmaßstab von Augewässern

1. Als Wertmaßstab des Bewertungsverfahrens wird die Anzahl der in einem Augewässer vorgefundenen „typischen“ (Wertung = 1.0) oder „reduzierten“ (Wertung = 0.5) Wassermolluskengesellschaften addiert. Die Größe (Anzahl der teilnehmenden Arten) der verschiedenen Gesellschaften wird bei der Festlegung der Wertungen berücksichtigt, d. h. Gesellschaften mit vielen Arten werden solchen mit wenigen Arten gleichgestellt. Werden besonders viele Arten einer „typischen“ Gesellschaft angetroffen, wird diese mit 1.5 gewertet (Abs. 4.4. und Tab. 4.4.1.).
2. Das Ergebnis der Bewertung zeigt Tab. 4.4.2. Zur Prüfung der Bewertung werden die Augewässer nach abnehmenden „Wertungen“ (= nMG = Anzahl der in ihnen angetroffenen Wassermolluskengesellschaften) in 3 Bewertungsgruppen (BWG) aufgeteilt (Abs. 4.4.7.). Ein 3. ökologisches Modell stellt die wesentlichen Unterschiede heraus (Abs. 4.5.4.3.):
 - a) Die Gewässer der BWG 1 (mit 2 oder mehr nMG) zeichnen sich durch Artenreichtum (im Ø 15.6 Wassermolluskenarten), hohe Diversität (im Ø 2.3), viele „Rote-Liste-“ (im Ø 10.1) und „rare und seltene Arten“ (im Ø 6.5), geringe anthropogene Belastung (Cl-Gehalt im Ø 32.8 mg/l) und große Gewässerfläche (im Ø 5.4 ha) aus (Abb. 4.5.4.8.). 11 (61%) der 18 Gewässer der BWG 1 liegen von Grünland umgeben in der rezenten Aue (Abb. 4.4.1.). Sie verdienen unbedingten Schutz und Erhalt (Abs. 4.6.3.2.).
 - b) Die Gewässer der BWG 2 (mit 1 oder 1.5 nMG, Abs. 4.6.3.2.) zeigen in allen artbezogenen Parametern und in der Fläche (im Ø 2.2 ha) abnehmende Tendenz

(Abb. 4.5.4.9.). Im Cl-Gehalt (im Ø 35 mg/l) unterscheiden sie sich wenig von der BWG 1. 70% der Gewässer liegen in der fossilen Aue (Abb. 4.4.2.).

- c) Die Augewässer der BWG 3 (S. 168) mit einer „reduzierten“ (Wertung 0.5) oder keiner Wassermolluskengesellschaft sind entsprechend ihrer anthropogenen Belastung (Cl-Gehalt im Ø 48 mg/l) artenarm (im Ø 3.9 Arten). Ihre Fläche ist meist gering (im Ø 0.6 ha). 69% liegen in der fossilen Aue und grenzen an landwirtschaftliche Flächen (Abb. 4.4.3. und Abb. 4.5.4.10.).
3. Die Anzahl der Wassermolluskengesellschaften eignet sich als naturraumorientierter Bewertungsmaßstab (Abs. 5.4.). Die Einteilung und Eigenschaften der Augewässer lassen sich 3 für das Gebiet festgelegten Kategorien (Abs. 4.4.) zuordnen.
4. Bei den Gestaltungsempfehlungen (Reaktivierung von fossilen Auenflächen, Simulation der Auenbedingungen, Flächenvergrößerung durch Schaffung eines Verbundsystems, Verbesserung der Wasserqualität, Anlage von Pufferstreifen und Ersatzmaßnahmen) für den Erhalt und die Förderung der autotypischen Fauna wird auf die essentielle Bedeutung der natürlichen, standorttypischen Faktoren der intakten Aue hingewiesen (Abs. 4.6.3.3. und Abs. 5.4.).

Summary

Malacological Water-Body Typology

1. In the years 1984/85 the fresh-water molluscs and accompanying biotic/abiotic parameters of 104 water bodies were surveyed within the eastern Bavarian Danube-Valley between Pfatter and Straubing.
2. The water-bodies are distributed within:
 - a) the present (intact, functioning) alluvial flood plains of the Danube with 8 flowing and 28 standing waters, which are submitted to the natural river dynamics (changing water levels, desiccation, reset-mechanism of floods and inundation, mineral sedimentation, mainly allogenic processes etc.). Their complete area including the Danube (425 ha) amounts to about 526 ha.
 - b) the fossil (former, no longer functioning) flood plains with 20 flowing and 43 standing waters without direct connection to the Danube (complete area about 108 ha), that only take part in river dynamics by ground-water interaction and -fluctuations (autogenic processes dominate along with simultaneous eutrophication promoted by intensive agriculture).
 - c) the Bavarian Forest with 5 cool, oxygen-rich, nutrient-poor, fast flowing

mountain streams, that after turning into lowland streams in the valley fall into the Danube after passing through its alluvial flood plains.

3. Of 59 fresh-water mollusc-species so far recorded (HÄBLEIN, 1966; OAG, 1978; JUNGBLUTH et al., 1986; SIEBECK & FOECKLER, 1986), 46 were found alive, 10 species could only be recorded as dead. Three species which HÄBLEIN (1966) had found could not be confirmed (compare volume h in Tab. 4.2.1.). Consequently 10 „new“ species have „appeared“ since HÄBLEIN (1966), 13 have died out in the study area (Tab. 4.2.2.).
4. The species inventory originates from five malacological faunistic elements. 82.7% derive from the holarctic-palearctic and european-siberian fauna. The 12.1% pontic-danubian and danubian species differentiate the Danube from other Central European rivers and is strongly decimated: 4 of 7 of these species are missing in the Danube area of Straubing, one is considered „endangered“ (see Tab. 4.2.3.).
5. The species are divided into 4 abundance classes (see Tab. 4.2.8. and Abb. 4.2.1.). Only 15 (33%) of altogether 46 living species colonize more than one fifth – but 31 (67%) less than one fifth of all water bodies within the Danube area of Straubing.
6. For the malacological water-body typology the 46 living species were ordered into 5 associations describing 2 flowing (Tab. 4.3.2.1.) and 3 standing water-body types of the alluvial flood plains (Tab. 4.3.3.1.) and one mountain stream community (Tab. 4.3.4.1.) by Clusteranalyses after omitting generally distributed, singularly occurring and extinct species of the study area (Abs. 4.3.1.). The demands and tolerances of the species taking part in the different associations are in accordance to the water-body types they identify and allow the „ecological diagnosis“ of the water bodies they are found in.
7. The determination of characteristic (underlined), differentiating and accompanying species and two ecological models elucidate the differentiating species and parameters and complete the „ecological diagnosis“ (summarized in Abb. 4.6.1.):
 - The **Reduced Theodoxus-association** of the Danube lives in the Danube and its tributaries within the present alluvial flood plains. Species taking part are: *Unio pictorum*, *Anodonta anatina*, *Dreissena polymorpha*, *Valvata piscinalis*, *Radix ovata*, *Radix auricularia*, *Sphaerium rivicola*, *Pisidium supinum* and *Ancylus fluviatilis*. The differentiating parameters are: relatively minor anthropogenic impact (Cl⁻-content averaging 28.3 mg/l), hard substratum with only few aquatic plants and aquatic plant-associations, strongly varying current velocity ($v = 0 - 0.85$ m/s)

and location within the present alluvial flood plains with intact river dynamics (Abb. 4.3.2.4. and Abb. 4.5.4.1./2./3.). The average number of species (6.4), diversity (1.3), number of „Red-List“-species (3.8) and „rare and seldom species“ are high (3.6), only the average number of species found dead (1.5) is low.

- The **Pisidium-association** of ditches and lowland streams lives nearly exclusively in the area of the former alluvial flood plains. Species taking part are: *Pisidium subtruncatum*, *P. nitidum*, *P. henslowianum* and *P. milium*. The differentiating parameters are: intensive agricultural use of the surroundings, high anthropogenic water pollution (Cl⁻-content averaging 47.5 mg/l), many aquatic plant-species (average: 8) and -associations (average: 2.5), continuous slowly flowing water (average: 0.19 m/s), soft substratum (anaerobic mud and abundant plant development) and location within the former alluvial flood plains (Abb. 4.3.2.4. and Abb. 4.5.4.1./2./3.). The parameters referring to the species are similar to those of the running waters of the present alluvial flood plains (see above). Only the number of species found dead has a higher average (3.5). These nutrient rich ditches and lowland streams drain the water from the former alluvial flood plains into the Danube.

- The **Radix auricularia – Gyraulus albus-association** lives in young former meanders. Species taking part are: *Radix auricularia*, *Gyraulus albus*, *Valvata piscinalis*, *Anodonta anatina* and *Unio pictorum*. The differentiating parameters are: large water-body areas averaging 4.4 ha and 1.1 m depth, nutrient-richness, high NO₃⁻-contents averaging 23.4 mg/l and location usually within the present alluvial flood plains with downstream connection with the Danube (Abb. 4.3.3.4. and Abb. 4.5.4.4./5./6./7.). The average number of species (7.8) and the average diversity (1.7) are the smallest of the 3 standing water-body types.

- The **Valvata cristata – Planorbis carinatus-association** lives in ground water influenced backwaters of the alluvial flood plains. Species taking part are: *Valvata cristata*, *Planorbis carinatus*, *Musculium lacustre*, *Bathyomphalus contortus*, *Hippeutis complanatus*, *Physa fontinalis*, *Viviparus contectus* and *Sphaerium corneum*. The differentiating parameters are: variable size (0.01 to 37.5 ha), average depths of about 0.5 m, low NO₃⁻-contents averaging 7.1 mg/l, strong ground-water influence and location almost only within the former alluvial flood plains (see Abb. 4.3.3.5. and Abb. 4.5.4.4./5./6./7.). These water bodies – permanent standing waters and ditches with constant water level and cut off from the river regime of the Danube since a long time – are in the process of terrestrialization, which is only decelerated by ground-water influx. This type of standing water shows the highest average number of species (11) and diversity (2.0) of all standing water-types.

– The **Valvata macrostoma – Aplexa hypnorum-association** lives in waters that temporarily and/or periodically fall dry. Species taking part are: *Aplexa hypnorum*, *Valvata macrostoma*, *Pisidium casertanum* and *Anisus spirorbis*. The differentiating parameters are: small areas averaging 0.6 ha, shallowness averaging 0.3 m depth, low NO₃-contents averaging 3.4 mg/l and favoured location within the present alluvial flood plains (see Abb. 4.3.3.6. and Abb. 4.5.4.4./5./6./7.). The location implies the low NO₃-contents and the high dynamics of the biotopes (e. g. inundation and following desiccation etc.). The number of species (4) taking part in this association is small. Nevertheless the average number of species (9.4), the average diversity (1.9), the average number of fresh-water mollusc-associations (1.3) and average number of species found dead (3) in this water-body type are relatively high because of the participation of large former meanders and backwaters with several spatial and temporal structures inhabited by different associations.

– The **Margaritifera margaritifera-community** lives in the mountain streams of the Bavarian Forest. Species taking part are: *Margaritifera margaritifera*, *Ancylus fluviatilis*, *Pisidium personatum*, *P. amnicum*, *Radix peregra*, *P. subtruncatum* and *P. casertanum* (Abb. 4.3.2.4. – for the differentiating parameters see: 2.c, above). The average number of species (3.8), diversity (0.7), evenness (0.4) and number of „Red-List“-species (2) are low – on the other hand the proportion of highly specialized, biotope-bound species is high.

8. The conformity of the malacological water-body typology with that of the vegetational typology by ZAHLHEIMER (1979) is high and completes the interpretation of the characteristics of the different water-body types (Abs. 4.3. and Abs. 5.2.).
9. These fresh-water mollusc-associations set up using multivariate statistics are in high conformity with those set up „intuitively“ by HÄBLEIN (1966). The Pisidium-association of the ditches within the former alluvial flood plains and the Valvata cristata – Planorbis carinatus-association of the ground-water influenced backwaters are new in comparison to HÄBLEIN (1966). The malacological water-body typology and the „ecological diagnosis“ find further confirmation in comparable biotopes of other river sections and rivers (especially of Rhein and Rhône).
10. The longitudinal zonation of flowing waters is extended by the transversal dimension. Numerous common species of the Reduced Theodoxus-association of the Danube and of the Radix auricularia – Gyraulus albus-association of the young former meanders (Tab. 4.3.2.4. and Tab. 4.3.3.4.) follow the transversal as well as the longitudinal zonation of the river.

Reconstruction, Prediction and Documentation of Evolutionary Processes

1. The malacological water-body typology and the „ecological diagnosis“ allow to order the water-body types in the sequence of their succession within evolutionary process (Tab. 4.6.1.), whereby the zonation of the mollusc associations within larger water bodies and empty mollusc shells of different age considerably help to reconstruct the sequence.
2. The sequence of succession allows – with sufficient knowledge of the site-factors – to predict future developments. For the time being the nutrient-input and the sinking of the ground-water level through drainage by agriculture within the former alluvial flood plains promote succession towards terrestrialization, while within the present alluvial flood plains the „intact“ river dynamics (Abb. 3.3. and Abb. 3.4.) provide a mosaic-like „side by side“ of all different succession stages. The Rhine-Main-Danube (RMD)-Canal with its dams and weirs is seriously changing the natural situation, structure and site factors of the Danube valley by land consumption and levelling the river's and its ground-water dynamics, leading to severe ecological changes: loss of large, productive species-rich ecosystems, sinking of ground-water levels, loss of floodwater-retention areas, etc. Floods with their „reset-mechanism“ will discontinue. These developments promote euryoecious ubiquitous and the Pisidium-association of the ditches and the Valvata cristata – Planorbis carinatus-association of the ground-water influenced backwaters of the former alluvial flood plains. They will displace the stenoeocious species of the Reduced Theodoxus-association of the Danube and of the Valvata macrostoma – Aplexa hypnorum-association of temporary waters, adapted to the ecological niche of fluctuating river- and ground-water levels.
3. The announced changes according to the predictions can be followed, identified and documented by recording the succession of the water bodies resp. the change of the structure within the fresh-water mollusc-associations over time. This also gives the possibility to promote endangered species by biotope-management measures.

The Use of Watermollusc-Associations as Bioindicators

Used as bioindicators the different fresh-water mollusc-associations indicate the present situation and elucidate the spatial and temporal structures within the water-body types, order these in succession stages within evolutionary process and allow predictions on possible future developments of the water bodies. The different fresh-water mollusc-associations and their wa-

ter-body types can be identified by only few species resp. site-factors in the field.

The Use of the Number of Fresh-Water Mollusc-Associations as an Evaluation-Criterion for Alluvial Flood Plain Water-Bodies

1. In use as an evaluation criterion the number of „typical“ (score = 1.0) or „reduced“ (score = 0.5) fresh-water mollusc-associations found in a water body are added together. The size (number of participating species) of the different associations is taken into consideration when defining the scores, i. e. associations with many participating species are treated equally to those with only few species. An especially high amount of species of a „typical“ association are scored with 1.5 (Abs. 4.4. and Tab. 4.4.1.).
2. The result of the evaluation is shown in Tab. 4.4.2. In order to test the evaluation, the alluvial flood plain water bodies are ranked according to declining „scores“ (= nMG = number of fresh-water mollusc-associations found in a water body) in 3 evaluation groups (= BWG; Tab. 4.4.3.). A third ecological modell elucidates the most important differences (Abs. 4.5.4.3.):
 - a) The water bodies of BWG 1 (with 2 or more nMG) are distinguished by species-richness (average 15.6 watermollusc-species), high diversity (average: 2.3), many „Red-List“-species (average: 10.1) and „rare and seldom species“ (average: 6.5), low anthropogenic impact (Cl-content averaging 32.8 mg/l) and large water body area averaging 5.4 ha (Abb. 4.5.4.8.). 11 (61%) of 18 water bodies of BWG 1 lie in the present alluvial flood plains surrounded by extensively used grassland (Abb. 4.4.1.). They deserve absolute protection and conservation.
 - b) The water bodies of BWG 2 (with 1 or 1.5 nMG) show in all species-related parameters and in area (average: 2.2 ha) declining tendency (Abb. 4.5.4.9.). Their average Cl-content (35 mg/l) differs only slightly from that of BWG 1 (Abb. 4.5.4.4.). 70% of the water bodies lie within the former alluvial flood plains (Abb. 4.4.2.). The development of these water bodies toward BWG 3 must be reversed by appropriate landscape-melioration measures.
 - c) The water bodies of BWG 3 with one „reduced“ (score: 0.5) or no fresh-water mollusc-association are poor in species (average: 3.9) in correspondance to their anthropogenic impact (Cl-content averaging 48 mg/l). Their area is usually small averaging 0.6 ha. 69% lie within the former alluvial flood plains and border on intensively used agricultural land (Abb. 4.4.3. and Abb. 4.5.4.10.). The situation of these water bodies can only be improved by decrease of water pollution and

of intensive agriculture in their surroundings along with their reintegration into functioning alluvial flood plain dynamics.

3. The number of fresh-water mollusc-associations is a qualified criterion taking special reference to the individual local nature of the landscape being evaluated. The grouping and the features of the alluvial flood plain water bodies are in accordance to the three evaluation-categories defined for the study area (Abs. 4.4.).
4. In recommending (reactivation of former alluvial flood plain areas, simulation of river dynamics, enlargement of area by creation of biotope-network systems, improvement of the water quality, establishment of buffer-zones and compensation measures) for conserving and promoting the typical fauna of alluvial flood plains, special reference is given to the essential importance of the natural, typical site factors of intact, functioning alluvial flood plains (Abs. 4.6.3.3. and Abs. 5.4.).

7. Literaturverzeichnis

- AHO, J. (1966): Ecological basis of the distribution of the littoral freshwater molluscs in the vicinity of Tampere, South Finland – *Ann. Zool. Fenn.* 3: 287-322.
- AHO, J. (1978a): Freshwater snail populations and the equilibrium theory of island biogeography. I. A case study in southern Finland – *Ann. Zool. Fennici* 15: 146-154.
- AHO, J. (1978b): Freshwater snail populations and the equilibrium theory of island biogeography. II. Relative importance of chemical and spatial variables – *Ann. Zool. Fennici* 15: 155-164.
- ALBRECHT, M.-L. (1959): Die quantitative Untersuchung der Bodenfauna fließender Gewässer – *Z. Fischerei* N. F. 8: 481-550.
- ALBRECHT, M.-L. (1961): Ein Vergleich quantitativer Methoden zur Untersuchung der Makrofauna fließender Gewässer – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 14: 486-490.
- AMBÜHL, H. (1961): Die Strömung als physiologischer und ökologischer Faktor, Experimentelle Untersuchungen an Bachtieren – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 14: 390-395.
- AMMER, U. & SAUTER, U. (1981): Überlegungen zur Erfassung der Schutzwürdigkeit von Auebiotopen im Voralpenraum – *Ber. ANL* 5: 99-137.
- AMOROS, C. & JACQUET, C. (1986): Évolution des anciens méandres: diagnostic basé sur les restes de Cladocères (Crustacés) conservés dans les sédiments – Kap. 8 in ROUX (1986) – *Doc. Cartogr. Écologique* 29: 135-146.
- AMOROS, C., BRAVARD, J. P., PAUTOU, J.-L., REYGROBELLET & ROUX, A. L. (1986): Synthèse, prévisions et gestion écologique – Kap. 9 in ROUX (1986) – *Doc. Cartogr. Écologique* 29: 147-160.
- AMOROS, C., ROUX, A. L., REYGROBELLET, J. L., BRAVARD, J. P. & PAUTOU, G. (1987a): A Method for Applied Ecological Studies of Fluvial Hydrosystems – *Regulated Rivers* 1: 17-36.
- AMOROS, C., ROSTAN, J. C., PAUTOU, G. & BRAVARD, J. P. (1987b): The Reversible Process Concept Applied to the Environmental Management of Large River Systems – *Environmental Management* 11 (5): 607-617.

- ANL (1984): Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung – Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Informationen 4, 44 S.
- ARMITAGE, P. D. (1984): Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities – in „Regulated Rivers“ edited by LILLEHAMMER, A. & SALTVEIT, S. J. – Universitetsforlaget As: 139-165.
- AUM [ARBEITSGEMEINSCHAFT UMWELT MAINZ] (1972): Bestandsrückgang der Schneckenfauna des Rheins zwischen Straßburg und Koblenz – Natur und Museum 102 (6): 197-206.
- BALOCCO-CASTELLA, C. (1988): Les macrophytes aquatiques des milieux abandonnés par le Haut-Rhône et l'Ain: Diagnostic phyto-écologique sur l'évolution et le fonctionnement de ces écosystèmes – Diss. Universität Lyon, 190 S.
- BALON, E. K., CRAWFORD, S. S. & LELEK, A. (1986): Fish Communities of the Upper Danube River (Germany, Austria) Prior to the New Rhein-Main-Donau Connection – Environmental Biology of Fishes 15 (4): 243-271.
- BAUER, G. (1980): Die Situation der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in der Oberpfalz und in Niederbayern – Ber. ANL 4: 101-103.
- BAUER, G. (1987): Reproductive Strategy of the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* – Journal of Animal Ecology 56: 691-704.
- BAUER, G. (1988): Threats to the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe – Biol. Conserv. 45: 239-253.
- BAUER, G. & ZWÖLFER, H. (1979): Untersuchungen zur Bestandssituation der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in der Oberpfalz und im Bayerischen Wald – unveröffentl. Bericht, Lehrstuhl Tierökologie I, Universität Bayreuth, 57 S.
- BAUER, G., SCHRIMPF, E., THOMAS, W. & HERRMANN, R. (1980): Zusammenhänge zwischen dem Bestandsrückgang der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) im Fichtelgebirge und der Gewässerbelastung – Arch. Hydrobiol. 88 (4): 505-513.
- BAUER, H. J. (1974): Naturhaushalt und Gehäusseraub – Ökologische Wertanalyse einer Flußbaue – Sem. 74 d. Landesst. f. Naturschutz u. Landschaftspflege in NRW: 4-10.
- BAUMANN, N. (1985): Ökologie und Vegetation von Altwässern. Eine Einführung mit zwei Beispielen (Murr und Raab) – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz Bd. 4: 85-158.
- BEHNING, A. (1928): Das Leben der Wolga, zugleich eine Einführung in die Fluß-Biologie – Die Binnengewässer Bd. V, Schweizerbart, Stuttgart.
- BGL [BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT] (1981): Geologische Karte von Bayern 1: 500000 – Hrsg.: Bayer. Geol. Landesamt, München, 3. Auflage.
- BIRKEL, I. (1983): Der Zusammenhang zwischen Überschwemmungshäufigkeit und bestimmten Pflanzengesellschaften bei Auwäldern an der Donau zwischen Kelheim und Ingolstadt – Diplomarbeit, Universität Regensburg, 168 S.
- BLA [BAYERISCHES LANDESMESSENGSAMT] (1960): Bodengütekarte von Bayern, 1: 100000, Blatt 19, Regensburg; Blatt 20 Straubing – Hrsg.: Bayer. Landesvermessungsamt, München.
- BLAB, J. (1986): Grundlagen für den Biotopschutz für Tiere – Erweiterte Neubearbeitung – Schriftenreihe f. Landschaftspflege u. Naturschutz, Heft 24, Bonn-Bad G., 257 S.
- BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (HRSG.) (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland – Kilda Verlag, Greven, 4. Auflage, 270 S.
- BLAW [BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT] (HRSG.) (1984): 100 Jahre Wasserbau am Lech zwischen Landsberg und Augsburg – Auswirkungen auf Fluß und Landschaft – Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, Heft 19, 126 S.
- BLESS, R. (1980): Bestandsentwicklungen der Mollusken-Fauna heimischer Binnengewässer und die Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege – Biologische Abhandlungen, Bd. 5, Nr. 59-60, 45 S.
- BLISS, C. I. (1970): Statistics in Biology – Vol. 2 – McGraw-Hill Book Co., New York, Düsseldorf, 639 S.
- BLONDEL, J. (1986): Biogéographie évolutive – Masson, Collection d'écologie 20, 194 S.
- BOTNARIUC, N. (1967): Some characteristic features of the floodplain ecosystems of the Danube – Hidrobiologia 8: 39-50.
- BOURNAUD, M. & AMOROS, C. (1984): Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement: quelques exemples dans un système fluvial – Bull. Ecol. 15 (1): 57-66.
- BOURNAUD, M., TACHET, H., ROUX, A. L. & AUDA, Y. (1987a): The effects of seasonal and hydrological influences on the macroinvertebrates of the Rhône River, France I. Methodological aspects – Arch. Hydrobiol. 109 (2): 287-304.
- BOUVET, Y., PATTEE, E. & MEGGOUH, F. (1985): The contribution of backwaters to the ecology of fish populations in large rivers. Preliminary results on fish migrations within a side arm to the main channel of the Rhône – Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 2576-2580.
- BOYCOTT, A. E. (1936): The Habitats of Fresh-Water Mollusca in Britain – J. Anim. Ecol. 5: 116-186.
- BRANDES, H.-G. (1984): Donauausbau als Eingriff in Natur und Landschaft – Eine Betrachtung aus der Sicht des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz (LfU) – Natur und Landschaft 59 (6): 227-229.
- BRAUKMANN, U. (1984): Biologischer Beitrag zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie – Diss., Universität Gießen, 477 S.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie – Arch. Hydrobiol. Beiheft 26: 355 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie – Wien, 3. Auflage.
- BRAVARD, J.-P. (1986): La basse vallée de l'Ain: dynamique fluviale appliquée à l'écologie – Kap. 2 in ROUX (1986) – Doc. Cartogr. Écologique 29: 17-43.
- BRAVARD, J. P., AMOROS, C. & PAUTOU, G. (1986): Impact of civil engineering works on the successions of communities in a fluvial system – Oikos 47: 92-111.
- BROLL, C. & STEPHAN, T. (1988): Der sinnlose Kanal – GEO, Gruner & Jahr, Hamburg, Nr. 7: 98-117.
- BRÖNMARK, C. (1985): Freshwater snail diversity: effects of pond area, habitat heterogeneity and isolation – Oecologia 67: 127-131.
- BSL [BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG U. UMWELTFRAGEN] (HRSG.) (1985): Wasserwirtschaftliche Rahmenuntersuchung Donau und Main, Text und Kartenbeilage – Bayer. Staatsmin. für Landesentwicklung und Umweltfragen, München 204 S. + 11 K.
- BUCH, M. W. (1987): Spätpleistozäne und holozäne fluviale Geomorphodynamik im Donautal östlich von Regensburg – ein Sonderfall unter den mitteleuropäischen Flußsystemen? – Z. Geomorph.N.F., Suppl. 66: 95-111.

- BUCH, M. W. & HEINE, K. (1988): Klima- oder Prozeß-Geomorphologie – Gibt das jungquartäre fluviale Geschehen der Donau eine Antwort? – Geographische Rundschau 40 (5): 16-26.
- BUNN, S. E. (1986): Spatial and temporal variation in the macroinvertebrate fauna of streams of the northern jarrah forest, Western Australia: functional organisation – Freshwater Biology 16: 621-632.
- BURGMANN, M. A., AKCAKAYA, H. R. & LOEW, S. S. (1988): The Use of Extinction Models for Species Conservation – Biol. Conserv. 44: 9-25.
- BURMEISTER, E. G. (1982): Ein Beitrag zur Fauna aquatischer Gastropoda des Murnauer Moores (Eulamellibranchiata mitberücksichtigt) – Entomofauna, Supplement 1: 97-118.
- BURMEISTER, E. G. (1984a): Aufnahme einer ausgewählten Wirbellosenfauna großer Flüsse und ihrer Auen in Bayern – Unveröffentl. Gutachten, Zoolog. Staatssammlung, München, 88 S.
- BURMEISTER, E. G. (1984b): Zur Faunistik der Libellen, Wasserkäfer und wasserbewohnenden Weichtiere im Naturschutzgebiet „Osterseen“ (Oberbayern) – Ber. ANL 8: 167-185.
- BURMEISTER, E. G. (1985): Bestandsaufnahme wasserbewohnender Tiere der oberen Alz (Chiemgau, Oberbayern) – 1982 und 1983 mit einem Beitrag (III.) zur Köcherfliegenfauna Oberbayerns (Insecta, Trichoptera) – Ber. ANL 9: 4-28.
- BURMEISTER, E. G. & BURMEISTER, H. (1988): Verbreitung und Habitatswahl der Köcherfliegen im Einzugsgebiet der Donau nebst kritischer Bemerkungen zum „Indikatorwert“ dieser Insektengruppe (Insecta, Trichoptera) – Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen 37 (2): 44-58.
- BURSCHE, E. M. (1952): Wasserpflanzen – Radebeul und Berlin, 148 S.
- CALOW, P. (1973): Gastropod associations within Malham Tarn, Yorkshire – Freshwat. Biol. 3: 521-534.
- CASPERS, N. (1980a): Die Makrozoobenthos-Gesellschaften des Rheins bei Bonn – Decheniana 133: 93-106.
- CASPERS, N. (1980b): Die Makrozoobenthos-Gesellschaften des Hochrheins bei Bad Säckingen – Beitr. naturk. Forsch. SüdWdtl. 39: 115-142.
- CASTELLA, C. & AMOROS, C. (1986): Diagnostic phyto-écologique sur les anciens méandres – Kap. 5 in ROUX (1986) – Doc. Cartogr. Écologique 29: 97-108.
- CASTELLA, E. (1987): Apport des macroinvertébrés aquatique au diagnostic écologique des écosystèmes abandonnés par les fleuves. Recherches méthodologique sur le Haut-Rhône français. Tome I: Texte, 231 pp.; Tome II: Figures, tableaux et annexes, 233 pp. – Thèse présentée devant l'Université Claude-Bernard – Lyon I.
- CASTELLA, E. & AMOROS, C. (1988): Freshwater macroinvertebrates as functional descriptors of the dynamics of former river beds – Verh. Internat. Verein. Limnol. 23 (3): 1299-1305
- CASTELLA, E., RICHARDOT-COULET, M., ROUX, C. & RICHOUX, P. (1984): Macroinvertebrates as descriptors of morphological and hydrological types of aquatic ecosystems abandoned by the Rhone River – Hydrobiologia 119: 219-225.
- CASTELLA, E., RICHOUX, P., RICHARDOT-COULET, M. & ROUX, C. (1986): Un diagnostic écologique de trois anciens méandres basés sur l'utilisation de descripteurs faunistiques – Kap. 6 in ROUX (1986) – Doc. Cartogr. Écologique 29: 109-122.
- CLESSIN, S. (1912): Die Molluskenfauna der Umgebung Regensburgs – Ber. d. naturw. Ver. Regensburg 14: 65-100.
- CLIFFORD, H. T. & STEPHENSEN, W. (1975): An Introduction to Numerical Classification – Academic Press, New York, San Francisco, London, 229 S.
- CONNELL, J. H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs – Science 199: 1302-1310.
- CONRATH, W., FALKENHAGE, B. & KINZELBACH, R. (1977): Übersicht über das Makrozoobenthon des Rheins im Jahre 1976 – Gewässer und Abwässer 62/63: 63-84.
- CUMMINS, K. W. (1962): An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters – Am. Midl. Nat. 67: 477-504.
- CUMMINS, K. W. & KLUG, M. J. (1979): Feeding Ecology of Stream Invertebrates – Ann. Rev. Ecol. Syst. 10: 147-172.
- DEICHNER, O. (1987): Untersuchungen zur Verbreitung der Gattung *Gammarus* in Nordbayern in Bezug zum geologischen Untergrund und zu ausgewählten hydrochemischen Parametern – Diplomarbeit, Friedrich-Alexander-Universität Erlangen – Nürnberg, Naturwissenschaftliche Fakultät II (Biologie und Chemie), 89 S.
- DETHIER, M. N. (1984): Disturbance and Recovery in Intertidal Pools: Maintenance of Mosaic Patterns – Ecological Monographs 54 (1): 99-118.
- DEV (1971-81): Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Verlag Chemie, Weinheim, 2. und 3. Auflage.
- DIGBY, P.G.N. & KEMPTON, R. A. (1987): Multivariate Analysis of Ecological Communities – Chapman and Hall, London, New York, 206 S.
- DISTER, E. (1983): Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen an lehmigen Standorten – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Mainz 1981) Band X: 325-336.
- DISTER, E. (1984): Zur ökologischen Problematik der geplanten Donau-Staustufe bei Hainburg/Niederösterreich – Natur und Landschaft 59 (5): 190-194.
- DISTER, E. (1985): Taschenpolder als Hochwasserschutzmaßnahme am Oberrhein – Geographische Rundschau 37 (5): 241-247.
- DISTER, E. (1986): Hochwasserschutzmaßnahmen am Oberrhein – Ökologische Probleme und Lösungsmöglichkeiten – Geowissenschaften in unserer Zeit Vol. 4, No. 6: 194 – 203.
- DISTER, E. (1987): Erhaltung von Auelebensräumen bei Flußausbauten unter besonderer Berücksichtigung der Retentionsfunktion – Laufener Seminarbeiträge 3/85: 74 – 90.
- DISTER, E., FRITZ H.-G. & HEIMER, W. (1980): Pflegepläne für hessische Naturschutzgebiete im Lichte ökologischer Forschung – Beispiele aus der Rheinaue – Verh. Ges. Ökol. 8: 119-127.
- DISTER, E., OBRDLIK, P., SCHNEIDER, E., SCHNEIDER, E. & WENGER, E. (1989): Zur Ökologie und Gefährdung der Loire-Auen – Natur und Landschaft 64 (3): 95-99.
- DOWNING, J. A. (1984): Sampling the Benthos of Standing Waters – Chapter 4 of „A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters“, edited by J. A. DOWNING & F. H. RIGLER – Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, IBP Handbook 17, 2nd edition.
- EINSELE, W. (1960): Die Strömungsgeschwindigkeit als begrenzender Faktor bei der limnologischen Gestaltung der Gewässer – Österreichs Fischerei Supplementband 1 (2), 40 S.
- ELLENBERG, H. (1974): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas – Scripta Geobotanica 9: 1-97.

- ELLENBERG, H. (1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht – Stuttgart, 981 S.
- ENGELHARDT, W. (1985): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher – Kosmos-Verlag, Stuttgart, 11. Auflage, 270 S.
- ERTL, W. (1984): Die Donau zwischen Regensburg und Straubing im Wandel wasserbaulicher Maßnahmen – Natur und Landschaft 59 (6): 220-225.
- ERTL, W. & SCHREINER, J. (1987): Otto Mergenthaler – Fotodokumentation zur Geschichte der ostbayerischen Donaulandschaft – Laufener Seminarbeiträge 3/85: 91-96.
- FALKNER, G. (1985): *Stagnicola turricula* (HELD) – eine selbständige Art neben *Stagnicola palustris* (O. F. MÜLLER) – Heldia 1 (2): 47-50.
- FALKNER, G. (1986): Untersuchungen zum Vorkommen und zur Populationsstruktur von *Unio crassus* im Haselbach bei Krumbach (Lkr. Günzburg) als Grundlage künftiger Artenschutzmaßnahmen. Artenschutzprogramm für die Gemeine Flußmuschel (*Unio crassus*) – Auftragsarbeit für das Bayerische Landesamt für Umweltschutz, 40 S. + Beilagen.
- FALKNER, G. (1990): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere).-Schr.-R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 97 (Beiträge zum Artenschutz 10): 61-112, München.
- FALKNER, G. & MÜLLER, D. (1983): *Theodoxus transversalis* lebend in der oberen Alz – Club Conchylia Informationen XV (6): 45-52.
- FELDMANN, R. (1972): Die Süßwassermollusken des Meßtischblattes Menden (Sauerland) – Dortmunder Beiträge zur Landeskunde, Naturw. Mitteilungen 6: 45-55.
- FELDMANN, R. (1978): Herpetologische Bewertungskriterien für den Kleingewässerschutz – Salamandra 14 (4): 172-177.
- FELDMANN, R. (1986): Molluskengesellschaften in Gewässern der Westfälischen Bucht – Natur und Heimat 46 (4): 121-129.
- FEOLI, E. & ORLOCI, L. (1979): Analysis of concentration and detection of underlying factors in structured tables – Vegetatio 40 (1): 49-54.
- FITTKAU, E. J. (1983): Lebendfunde von *Theodoxus transversalis* (C. PFEIFFER) in der Alz – Mitt. Zool. Ges. Braunau 4 (7/9): 185.
- FITTKAU, E. J. & REISS, F. (1983): Versuch einer Rekonstruktion der Fauna europäischer Ströme und ihrer Auen – Arch. Hydrobiol. 97 (1): 1-6.
- FLURY, B. & RIEDWYL, H. (1983): Angewandte multivariate Statistik – Fischer Verlag, St.
- FOECKLER, F. (im Druck): Das Vorkommen von Gammariden im Donauraum zwischen Geisling und Straubing – Arch. Hydrobiol. (Suppl. Donauforschung) Bd. 8, Heft 2.
- FOECKLER, F. (1990): Vorschlag zur Unterschutzstellung und Sanierung eines Baches bei Straubing mit rezentem Vorkommen von *Margaritifera margaritifera* L. 1758. – Schr.-R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 97 (Beiträge zum Artenschutz 10): 15-24, München.
- FOECKLER, F. & SCHRIMPFF, E. (1985): Gammarids in streams of Northeastern Bavaria, F.R.G.; II. The different hydrochemical habitats of *Gammarus fossarum* KOCH, 1835 and *Gammarus roeseli* GERVAIS, 1835 – Arch. Hydrobiol. 104 (2): 269-286.
- FRANK, C. (1981): Aquatische und terrestrische Molluskenassoziationen der niederösterreichischen Donau-Auengebiete und der angrenzenden Biotope. Teil I. – Malak. Abh. Staatl. Mus. Tierkde. 7 (5): 59-93.
- FRANK, C. (1982): Ein Vorkommen von *Radix ampla* f. monnardi HARTMANN im Osten Österreichs nebst Bemerkungen zur Verbreitung von *Radix baltica* f. ampla (HARTMANN) in Mitteleuropa (Gastropoda, Pulmonata: Lymnaeidae) – Mitt. Zool. Ges. Braunau 4 (1/3): 49-52.
- FRANK, C. (1983): *Lithoglyphus naticoides* (C. PFEIFFER, 1828) (Hydrobiidae) in Österreich erneut lebend nachgewiesen, sowie ein neuer Standort von *Perforatella* (P.) *bidentata* (GMELIN, 1788) (Helicidae) in Österreich (Gastropoda) – Malakologische Abhandlungen 4 (4): 25-29.
- FRANK, C. (1986a): Eine kleine Mollusken-Ausbeute vom Donaudelta (Rumänien) – Mitt. Zool. Ges. Braunau 4 (14): 346-349.
- FRANK, C. (1986b): Ein weiterer Beitrag zur Kenntnis der Molluskenfauna Ungarns – Mitt. Zool. Ges. Braunau 4 (15): 377-396.
- FRANK, C. (1986c): Zur Verbreitung der rezenten schalentragenden Land- und Wassermollusken Österreichs – Linzer biol. Beitr. 18(2): 445-526.
- FRANK, C. (1987a): Aquatische und terrestrische Mollusken des österreichischen Donaufauna und der angrenzenden Biotope. Teil XIII. Suppl. zu Teil I-XII – Soosiana 15: 5-33.
- FRANK, C. (1987b): Die Molluskenfauna des österreichischen Donaufauna – Wissenschaftliches Kurzreferat zur 26. Arbeitstagung der IAD, Passau: 354-358.
- FRANZ, H., GUNHOLD, P. & PSCHORN-WALCHER, H. (1959): Die Kleintiergemeinschaften der Auenwäldböden der Umgebung von Linz und benachbarter Flussgebiete – Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz: 7-64.
- FREVERT, T. (1983): Hydrochemisches Grundpraktikum – Birkhäuser-Verl., Stuttgart, 215 S.
- FRIEDRICH, G. & MÜLLER, D. (1984): Rhine – Chap. 10 in B. A. WHITTON (ed): „Ecology of European Rivers“: 265-315, Blackw. Sc. P
- FRITZ, H.-G. (1981): Über die Mückenfauna eines temporären Stechmückenbrutgewässers des Naturschutzgebietes „Kühkopf-Knoblochsau“ – Hessische Faunistische Briefe 1 (3): 38-49.
- FRITZ, H.-G. (1982a): Die Emergenz aquatischer Diptera/Nematocera des Naturschutzgebietes „Bruderlöcher“ (Nördliche Oberrheinniederung) – Ein Vergleich mit den Altrheingewässern – Hessische Faunistische Briefe 2 (4): 56-63.
- FRITZ, H.-G. (1982b): Ökologische und systematische Untersuchungen an Diptera/Nematocera (Insecta) in Überschwemmungsgebieten des nördlichen Oberrheins – Ein Beitrag zur Biologie großer Flußauen – Diss., Technische Hochschule Darmstadt, 296 S. und 29 Tab.
- FRITZ, H.-G. (1983): Strukturanalyse der Diptera/Nematocera (Mücken) in ephemeren Lebensräumen des nördlichen Oberrheingebietes – Verh. Ges. Ökol. (Mainz 1981), X: 307-311.
- FRÖMMING, E. (1956): Biologie der mitteleuropäischen Süßwassermollusken – Duncker & Humboldt, Berlin, 1. Auflage, 316 S.
- FURSE, M. T., MOSS, D., WRIGHT, J. F. & ARMITAGE, P. D. (1984): The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macro-invertebrate communities – Freshwater Biology 14: 257-280.
- GEIGER, M. (1637): Margaritologia sive dissertatio de Margaritis, in qua post varia ad Margaritas pertinentia demonstratur Margaritas Bavaricas in usu medicinali, viribus et effectibus aequi – Monachii, formis Corn. Leyseri 8.

- GEPP, J., BAUMANN, N., KAUCH, E. P. & LAZOWSKI, W. (1985): Auengewässer als Ökozellen – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, Bd. 4, 337 S.
- GERKEN, B. (1980): Intakte Auen am südlichen Oberrhein im Hinblick auf bodenliebende Coleopteren – Colloques phytosociologiques, IX, Les forêts alluviales, Strasbourg: 717-730.
- GERKEN, B. (1988): Auen – verborgene Lebensadern der Natur – Rombach, Freiburg, 132 S.
- GEYER, D. (1911): Die Molluskenfauna des Neckars – Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg 67: 354-371 mit Tafelanhang.
- GEYER, D. (1925): Über die Mollusken der oberschwäbischen Seen – Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg 81: 1-15.
- GEYER, D. (1927): Unsere Land- und Süßwasser-Mollusken – Lutz, St., 3. Aufl., 224 S.
- GIREL, J. (1986): Télédirection et cartographie grande échelle de la végétation alluviale: exemple de la basse de l'Ain – Kap. 3 in ROUX (1986) – Doc. Cartogr. Écologique 29: 45-74.
- GLANDT, D. (1989): Bedeutung, Gefährdung und Schutz von Kleingewässern – Natur und Landschaft 64 (1): 9-13.
- GLÖER, P., MEIER-BROOK, C. & OSTERMANN, O. (1987): Süßwassermollusken – Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland, 6. Auflage – hrsg. v. DJN, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg, 86 S.
- GOLD, J. (1980): Das Donautal zwischen Regensburg und Vilshofen – ein landschaftlicher Überblick – in „Der Donau-Ausbau ein Lebensraum in Gefahr, eine Dokumentation des Landesbundes für Vogelschutz e. V. – Milizer, Hilpoltstein, S. 12-20.
- GREENE, H. W. & LOSOS, J. B. (1988): Systematics, Natural History, and Conservation – BioScience 38 (7): 458-462.
- GREUNER-PÖNICKE, S. (1987): Leitfaden für Bachpaten in Norddeutschland – BUND, Landesverband Schleswig-Holstein e. V., Kiel, 2. Auflage, 30 S.
- GROHS, H. (1943): Limnologische Untersuchungen zweier Donaualtwässer bei Wien – Arch. Hydrobiol. 39: 369-402.
- GÜNTHER, A. & HINZ, W. (1988): Vergleichende elektrophoretische Untersuchungen an europäischen Sphaeriidae-Arten (Bivalvia) – Zool. Anz. 220 (1/2): 49-58.
- HARMAN, W. N. (1972): Benthic Substrates: Their Effect on Fresh-Water Mollusca – Ecology 53 (2): 271-277.
- HARMAN, W. & FORNEY, J. L. (1970): Fifty Years of Change in the Molluscan Fauna of Oneida Lake, New York – Limnology and Oceanography 15: 454-460.
- HÄBLEIN, L. (1938): Weichtiergesellschaften im Bayerischen Waldgebirge – Arch. f. Molluskenkde. 70: 240-247.
- HÄBLEIN, L. (1953): Zur Weichtierwelt des Aschaffener Mains – Nachrichten des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg 39: 1-45.
- HÄBLEIN, L. (1954): Zur Weichtierwelt des Obernburger Mains – Nachrichten des Naturwissenschaftl. Museums d. Stadt Aschaffenburg 45: 1-30.
- HÄBLEIN, L. (1960): Weichtierfauna der Landschaften an der Pegnitz – Ein Beitrag zur Ökologie und Soziologie niederer Tiere – Naturhistorische Gesellschaft Nürnberg, 148 S.
- HÄBLEIN, L. (1966): Die Molluskengesellschaften des Bayerischen Waldes und des anliegenden Donautales – 20. Bericht der Naturforschenden Gesellschaft Augsburg, 177 S.
- HÄBLEIN, L. & STOCKER, H. (1977): Die Weichtierwelt von Bayrisch Schwaben – 32. Bericht der Naturforschenden Gesellschaft Augsburg, 154 S.
- HEBAUER, F. (1988): Gesichtspunkte der ökologischen Zuordnung aquatischer Insekten zu den Sukzessionsstufen der Gewässer – Ber. ANL 12: 229-239.
- HEBAUER, F. & MEINEL, W. (1983): Der Bayerische Wald als westlicher Vorposten für Schwarzmeerinsekten – Nationalpark 39 (2): 16-17.
- HEIMER, W. (1982): Beitrag zur Bedeutung semiaquatischer Flächen als Lebensraum für Diptera/Brachycera (Fliegen) – Ber. Offb. Ver. Naturkde. 83: 3-10.
- HEIMER, W. (1983a): Abundanzverschiebungen bei Diptera/Brachycera (Fliegen) im semiaquatischen Biotop der Rheinaue – Verh. Ges. Ökol. (Mainz 1981) X: 313-317.
- HEIMER, W. (1983b): Auswirkungen von Wasserstandsschwankungen auf Diptera/Brachycera (Insecta) in Naturschutzgebieten der Hessischen Rheinaue – Diss., TH Darmstadt, 177 S.
- HEITKAMP, U. (1980): Populationsdynamik von *Pisidium personatum* Malm, 1855 und *Pisidium obtusale* (Lamarck, 1818) (Mollusca, Sphaeriidae) in einem periodischen Tümpel – Zool. Anz. 205 (5/6): 280-308.
- HESSLING, TH. V. (1859): Die Perlmuscheln und ihre Perlen – Engelmann, Leipzig, 376 S.
- HEYDEMANN, B. (1980): Die Bedeutung von Tier- und Pflanzengemeinschaften in Ökosystemen, ihre Gefährdung und ihr Schutz – Jahrbücher für Naturschutz und Landschaftspflege 30: 15-87.
- HEYDEMANN, B. (1981): Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz – Jahrbücher für Naturschutz und Landschaftspflege 31: 21-51.
- HINZ, W. (1977): Der Raum als begrenzender Faktor einer teichausflußbewohnenden *Sphaerium corneum*-Population (Mollusca: Lamellibranchiata) – Decheniana 130: 222-228.
- HINZ, W. & NIESPOR, M. (1982): Kleinmuschel-Siedlungsdichten in einem Abschnitt des Marscheider-Bach-Systems bei Wuppertal – Mitt. dtsh. malak. Ges. 3 (36): 503-518.
- HINZ, W. & SCHEIL, H. G. (1976): Substratwahlversuche an *Pisidium casertanum* und *Pisidium amnicum* (Bivalvia) – BACTERIA 40: 89-100.
- HOCHWALD, S. & BAUER, G. (1988): Schutz der Bachmuschel *Unio crassus* – unveröffentl. Gutachten zur Bestandssituation und zum Schutz der Bachmuschel *Unio crassus* (PHIL.) in Nordbayern – Lehrstuhl für Tierökologie I, Universität Bayreuth.
- HUBENDICK, B. (1947): Die Verbreitungsverhältnisse der limnischen Gastropoden in Südschweden – Zoologiska Bidrag fran Uppsala 24: 419-559.
- HÜGIN, G. (1981): Die Auenwälder des südlichen Oberrheintals – Ihre Veränderung und Gefährdung durch den Rheinausbau – Landschaft und Stadt 13 (2): 78-91.
- HYNES, H.B.N. (1961): The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream – Arch. Hydrobiol. 57: 344-388.
- HYNES, H.B.N. (1970): The Ecology of Running Water – Liverpool Univ. Press, Liverpool, 555 S.
- HYNES, H.B.N. (1975): The stream and its valley – Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 1-15.
- ILLIES, J. (1961a): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer – Int. Revue ges. Hydrbiol. 46: 205-213.
- ILLIES, J. (1961b): Die Lebensgemeinschaft des Bergbaches – A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, Neue Brehm-Bücherei Nr. 289, 106 S.

- ILLIES, J. (HRSG.) (1978): Limnofauna Europaea – G. Fischer, Stuttgart, New York, 2. Auflage, 532 S.
- JOHNSTON, R. J. (1980): Multivariate Statistical Analysis in Geography – Longman, London, New York.
- JUGET, J. YI, B. J., ROUX, C., RICHOUX, P., RICHARDOT-COULET, M., REYGROBELLET, J. L. & AMOROS, C. (1979): Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français. VII – Le complexe hydrographique de la „Lône des Pêcheurs“ (ancien méandre du Rhône) – Schweiz. Z. Hydrol. 41: 395-417.
- JUNGBLUTH, J. H., FALKNER, G. & SCHMALZ, K. V. (1986): Kartierung der Mollusken (Weichtiere). – Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Ostbayern (Hrsg.): Ökologische Grundlagenermittlung Stauhaltung Straubing: S. 457-501, Anhang I-XXII (Karten); Laufen.
- JUNGBLUTH, J. H., GERBER, J. & LEUCHS, H. (1988): Beiträge zur Kenntnis der Mollusken Fauna der Donau I. – Mitt. dtsh. malakozool. Ges. 43: 1-18.
- KAGERER, K., GRUBER, W. & KÖPPLER, G. (1988): Landschaftspflegerische Begleitplanung Stauhaltung Straubing Teilabschnitt VI – unveröffentl. Erläuterungsbericht, Neubauamt Donaueausbau, Regensburg.
- KAULE, G., SCHALLER, J. & SCHÖBER, M. (1979): Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern. Allgemeiner Teil – Außer-alpine Naturräume. – Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege, Heft 1, München.
- KHALAF, G. & TACHET, H. (1980): Colonization of artificial substrata by macro-invertebrates in a stream and variations according to stone size – Freshwater Biol. 10: 475-482.
- KIENER, J. (1984): Veränderungen der Auenvegetation durch die Anhebung des Grundwasserspiegels im Bereich der Staustufe Ingolstadt – Ber. ANL 8: 104-129.
- KINZELBACH, R. (1976a): Das Naturschutzgebiet „Hördter Rheinaue“ bei Germersheim. Einführung in Ökographie, Ökologie, Pflege und Ausbau – Mitt. Pollichia 64: 5-62.
- KINZELBACH, R. (1976b): Die Wassermollusken des Naturschutzgebietes „Hördter Rheinaue“ – Mitt. Pollichia 64: 138-152.
- KINZELBACH, R. (HRSG.) (1985a): Die Tierwelt des Rheins einst und jetzt – Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv, Beiheft 5, 183 S. und 3 Tafeln.
- KINZELBACH, R. (1985b): Zur Entstehung der Zooönose des Rheins – in KINZELBACH, 1985a: 5-49.
- KINZELBACH, R. (1987): Die Tierwelt im Rhein nach dem November 1986 – Natur und Landschaft 62 (12): 521-526.
- KLEE, O. (1985): Angewandte Hydrobiologie – Trinkwasser, Abwasser, Gewässerschutz – G. Thieme Verlag, Stuttgart, New York, 271 S.
- KLINGSHIRN, CH. (1985): Der Wasserpflanzengürtel und die Molluskenfauna des Ammersees 1984 – Diplomarbeit, Universität München, 181 S.
- KONOLD, W. (1988): Kritische Gedanken zur Bewertung von Landschaftselementen am Beispiel oberschwäbischer Stillgewässer – in „Gefährdung und Schutz von Gewässern“, KOHLER, A. & RAHMANN, H. (Hrsg.), Ulmer Verlag, Stuttgart, Hohenheimer Arbeiten: 117-123.
- KOTHÉ, P. (1968): *Hypania invalida* (Polychaeta Sedentaria) und *Jaëra sarsi* (Isopoda) erstmals in der deutschen Donau – Ein Beitrag zur Verbreitungsgeschichte des pontokaspischen Faunenelements im Donaubecken – Arch. Hydrobiol. (Suppl. Donauforschung) 34 (1/2): 88-114.
- KRAUSE, W. (1974a): Das Taubergießegebiet, Beispiel jüngster Standortgeschichte in der Oberrheinaue – in: Das Taubergießegebiet, eine Rheinauenlandschaft – Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ., 7: 147-172.
- KRAUSE, W. (1974b): Die Wasservegetation im Taubergießegebiet vor Inbetriebnahme des Rheinseitenkanals mit Ausblicken auf die künftige Entwicklung – In: Das Taubergießegebiet, eine Rheinauenlandschaft – Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ., 7: 306-324.
- KRAUSE, W., HÜGIN, G. & BUND-FORSCH-ANST. F. NATURSCHUTZ U. LANDSCHAFTSÖKOLOGIE (1987): Ökologische Auswirkungen von Altarmverbundsystemen am Beispiel des Altrheinausbaus – Natur und Landschaft 62 (1): 9.
- KUIPER, J.G.J. & WOLFF, W. J. (1970): The Mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrology of the area. III. The genus *Pisidium* – BASTERIA 34 (1-2): 1-42.
- LASZLOFFY, W. (1967): Die Hydrographie der Donau (Der Fluß als Lebensraum) – in LIEPOLD, R.: Limnologie der Donau, Lief. 1: 16-57.
- LAUTERBORN, R. (1916-18): Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstroms – Sb. Heidelb. Akad. d. Wiss., 1916: 2-61; Sb. Heidelb. Akad. d. Wiss., 1917: 2-70; – Sb. Heidelb. Akad. d. Wiss., 1918: 2-87.
- LEGENBRE, L. & LEGENDRE, P. (1983): Numerical Ecology – Developments in Environmental Modelling, 3 – Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam, New York, 419 S.
- LEGER, M. (1965): Les Terrasses du Danube de Regensburg Pleintling – Bulletin de l'Association française pour l'Étude du Quaternaire 2: 153-164.
- LEIBL, F., HEBAUER, F., KLOSE, A., MUISE, O. & VIDAL, A. (1986): Zoologische Gesamtbewertung des Untersuchungsgebietes. – Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Ostbayern (Hrsg.): Ökologische Grundlagenermittlung Stauhaltung Straubing: S. 502-517; Laufen.
- LEUCHS, H. & TITTIZER, T. (1989): Wiederfund von *Theodoxus danubialis* in der Donau – Heldia 1 (5/6): 194-195.
- LIEPOLD, R. (HRSG.) (1967): Limnologie der Donau – E. Schweizerbart, Stuttgart.
- LODGE, D. M. (1985): Macrophyte-gastropod associations: observations and experiments on macrophyte choice by gastropods – Freshwater Biology 15: 695-708.
- LÖLF [LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE, LANDESENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG NW] (1985): Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern – Woeste-Druck Verlag, Essen, 2. Auflage, 65 S.
- LÖSING, J. (1989): Ökologische Probleme des Donau-Staufensystems Gabčíkovo – Nagymaros (CSSR – Ungarn) – Natur und Landschaft 64 (2): 64-67.
- LOWRANCE, R. TODD, R., FAIL, J., HENDRICKSON, O., LEONARD, R. & ASMUSSEN, L. (1984): Riparian Forests as Nutrient Filters in Agricultural Watersheds – BioScience 34 (6): 374-377.
- LOZEK, V. (1964): Quartärmollusken der Tschechoslowakei – Rozprawy Ustredního ústavu geologického 31: 374 S., Prag.
- MAAREL, E. VAN DER., JANSSEN, J.G.M. & LOUPPEN, J.M.W. (1978): TABORD, a program for structuring phytosociological tables – Vegetatio 38 (3): 143-156.
- MACAN, T. T. (1958): Methods of sampling the bottom fauna in stony streams – Mitteilungen d. Internat. Verein. f. theoret. u. angew. Limnol., 8: 1-21.
- MAC ARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967): The Theory of Island Biogeography – Princeton University Press, Princeton, 203 S.

- MACKEY, A. P., COOLING, D. A. & BERRIE, A. D. (1984): An Evaluation of Sampling Strategies for Qualitative Surveys of Macro-Invertebrates in Rivers using Pond Nets – *Journal of Applied Ecology* 21: 515-534.
- MADER, H.-J. (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht – *Natur und Landschaft* 55 (3): 91-96.
- MANGELSDORF, J. & SCHEURMANN, K. (1980): Flußmorphologie – Ein Leitfaden für Naturwissenschaftler und Ingenieure – R. Oldenbourg Verlag, München, Wien, 262 S.
- MATTHÄI, C. (1988): Donau-Schwarzmeer-Kanal – Jahrhundertwerk oder Jahrhundert-Flop? – BN/AK im BBU: Donau-Broschüre: 61-63.
- MAUCH, E., (1963): Untersuchungen über das Benthos der deutschen Mosel unter besonderer Berücksichtigung der Wassergüte – *Mitt. Zool. Mus. Berlin* 36 (1): 173 S.
- MAUCH, E. (1986): Biologische Gewässeranalyse und Auswertung auf der Basis des Saprobiensystems – *Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie* 40: 34-85.
- MAUCH, E., KOHMANN, F. & SANZIN, W. (1985): Biologische Gewässeranalyse in Bayern – Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 1/85: 254 S.
- MAYR, E. (1975): Grundlagen der zoologischen Systematik – Paul Parey, Hamburg und Berlin, 1. Auflage, 370 S.
- MEIER, P. G., PENROSE, D. L. & POLAK, L. (1979): The Rate of Colonization by Macro-invertebrates on artificial substrate samplers – *Freshwater Biology* 9: 381-392.
- MEIER-BROOK, C. (1964): *Gyraulus acronicus* und *Gyraulus rosmaessleri*, ein anatomischer Vergleich (Planorbidae) – *Arch. Moll.* 93 (5/6): 233-242.
- MEIER-BROOK, C. (1969): Substrate Relations in some *Pisidium* Species (Eulamellibranchiata: Sphaeridae) – *Malacologia* 9 (1): 121-125.
- MEIER-BROOK, C. (1975): Der ökologische Indikatorwert mitteleuropäischer *Pisidium*-Arten (Mollusca, Eulamellibranchiata) – *Eiszeitalter und Gegenwart* 26: 190-195.
- MEINEL, W., MATTIAS, U. & MÜLLER, W. (1985): Entwicklungstendenzen der Phytoplanktonbiozönose in einem juvenilen Staugewässer (Twistertalsperre, Nordhessen) – *PHILIPPIA* V (3): 236-264.
- MEINERT, W. & KINZELBACH, R. (1985): Die Limnischen Schnecken und die Muscheln von Rheinland-Pfalz (Mollusca: Gastropoda et Bivalvia) – Materialien zu einer flächendeckenden Bestandserfassung – *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv, Beiheft* 4.
- MELCHIOR, F. (1988): Der Rhein-Main-Donau-Kanal – BN/AK Wasser im BBU: Donau-Broschüre: 24-30.
- MEYER, D. (1983): Makroskopisch-biologische Feldmethoden zur Wassergütebeurteilung von Fließgewässern – Herausgeber: ALG und BUND, Hannover, 1. Auflage, 140 S.
- MIEGEL, H. (1963): Untersuchungen zur Molluskenfauna linksrheinischer Gewässer im Niederrheinischen Tiefland und des Rheingebietes – *Gewässer und Abwässer, Limnologische Schriftenreihe* 33: 75 S.
- MINSHALL, G. W. & PETERSEN, R. C. (1985): Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystems – *Arch. Hydrbiol.* 104 (1): 49-76.
- MINSHALL, G. W., KENNETH, W. C., PETERSEN, R. C., CUSHING, C. E., BRUNS, D. A., BRUNS, D. A. & VANNOTE, R. L. (1985): Developments in Stream Ecosystem Theory – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1045-1055.
- MINSHALL, G. W., PETERSEN, R. C. & NIMZ, C. F. (1985): Species Richness in Streams of Different Size from the same Drainage Basin – *The American Naturalist* 125 (1): 16-38.
- MINSHALL, G. W., PETERSEN, R. C., CUMMINS, K. W., BOTT, T. L., SEDALL, J. R., CUSHING, C. E. & VANNOTE, R. L. (1983): Interbiome Comparison of Stream Ecosystem Dynamics – *Ecological Monographs* 53 (1): 1-25.
- MISCHNICK, K. & KLUGE, H.-H. (1983): Eine neue Methode zur Erfassung der Wirbellosenfauna (Invertebrata) größerer Fließgewässer – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Mainz 1981) X*: 361-363.
- MITIS, H. VON (1938): Das Altwasser – *Arch. Hydrobiol.* 34: 143-153.
- MITSCH, W. J. & GOSSELINK, J. G. (1986): *Wetlands – Van Nostrand Reinhold Company Inc., New York, 539 S.*
- MODELL, H. (1965): Die Najaden-Fauna der Oberen Donau – *Veröff. Zool. Staatssamml. München* 9: 159-304.
- MOOR, M. (1969): Zonation und Sukzession am Ufer stehender und fließender Gewässer – *Vegetatio* 17: 26-32.
- MORDUKHAI-BOLTOVSKOI, PH. D. (EDITOR) (1979): *The River Wolga and its Life – Dr W. Junk bv Publishers, The Hague, Boston, London, 473 S.*
- MOSS, D., FURSE, M. T., WRIGHT, J. F. & ARMITAGE, P. D. (1987): The prediction of the macro-invertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data – *Freshwater Biology* 17: 41-52.
- MOUTHON, J. (1981): Typologie des mollusques des eaux courantes. Organisation biotypologique et groupements socioécologiques – *Annl. Limnol.* 17 (2): 143-162.
- MÜHLENBERG, M. (1976): *Freilandökologie – Quelle & Meyer, Heidelberg, UTB 595, 214 S.*
- MÜHLENBERG, M. & WERRES, W. (1983): Lebensraumverkleinerung und ihre Folgen für einzelne Tiergemeinschaften. Experimentelle Untersuchungen auf einer Wiesenfläche – *Natur und Landschaft* 58 (2): 43-50.
- MÜLLER, P. (1980): *Biogeographie – UTB 731.*
- MUSALL, H. (1978): Zur historisch-geographischen Entwicklung der Rheinniederung bei Rußheim. In: *Der Rußheimer Altrhein, eine nordbadische Auenlandschaft – Natur- u. Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ., 10: 15-47.*
- NESEMANN, H. (1984): Die Wassermollusken der Untermainau seit 1980 – *Hessische Faunistische Briefe* 4 (2): 25-36.
- NESEMANN, H. (1989): Ein Lebendnachweis von *Unio crassus* PHILIPSSON 1788 im Hauptstrom der österreichischen Donau – *Heldia* 1 (5/6): 195-196.
- NESEMANN, H. (im Druck): Die Wiederausbreitung der Flußmuscheln – Wertung und Überblick am Modellbeispiel Untermain – *Natur und Landschaft.*
- NEUMANN, H. (1979): Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften und das Selbstreinigungsvermögen von Fließgewässern – *Osnabrücker naturw. Mitt.* 6: 123-161.
- NIEMEYER-LÜLLWITZ, A. & ZUCCHI, H. (1985): Fließgewässerkunde – Ökologie fließender Gewässer unter besonderer Berücksichtigung wasserbaulicher Eingriffe – Diesterweg, Salle, Frankfurt a. M., Berlin, München und Sauerländer, Salzburg, 224 S.
- OAG [ORNITHOLOGISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT OSTBAYERN] (1978): *Lebensraum Donautal – Ergebnisse einer ornitho-ökologischen Untersuchung zwischen Straubing und Vilshofen – Schriftenreihe für Naturschutz und Landschaftspflege, Heft 11, München, 126 S.*

- OAG [ORNITHOLOGISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT OSTBAYERN] (1986): Ökologische Grundlagenermittlung Stauhaltung Straubing – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Rhein-MainDonau AG, München, 593 S.
- ODENING, K. (1971): Der Große Leberegel und seine Verwandten – Die Neue Brehm-Bücherei, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 127 S.
- ODUM, E. P. (1969): The Strategy of Ecosystem Development – Science 164: 262-270.
- ODUM, E. P. (1980): Grundlagen der Ökologie – Bd. 2: Standorte und Anwendung – Stuttgart, New York.
- ÖKLAND, J. (1969): Distribution and Ecology of the Fresh-Water Snails (Gastropoda) of Norway – Malacologia 9 (1): 143-151.
- ÖKLAND, J. (1979): Distribution of Environmental Factors and Fresh-Water Snails (Gastropoda) in Norway: Use of European Invertebrate Survey Principles – Malacologia 18: 211- 222.
- ÖKLAND, J. (1983): Factors Regulating the Distribution of Fresh-Water Snails (Gastropoda) in Norway – Malacologia 24 (1-2): 277-288.
- ORLOCI, L. (1967): An Agglomerative Method for Classification of Plant Communities – Journal of Ecology 55: 193-205.
- ORLOCI, L. (1978): Multivariate Analysis in Vegetation Research – The Hague, Junk, 2nd ed., 451 S.
- OSCHE, G. (1978): Ökologie – Grundlagen, Erkenntnisse, Entwicklungen der Umweltforschung – Herder, Freiburg, Basel, Wien, 7. Auflage, 143 S.
- OSWALD, W. (1988): Mit Macht gegen den Strom – Nach dem Regierungswechsel in Ungarn wachsen die Zweifel an dem Milliardenprojekt (Nagyymaros) – DIE ZEIT, Hamburg, 43 (38): 40
- PAUTOU, G. & GIREL, J. (1986): La végétation de la basse plaine de l'Ain: organisation spatiale et évolution – Kap. 4 in ROUX (1986) – Doc. Cartogr. Écologique 29: 75-96.
- PECKARSKY, B. L. (1984): Sampling the Stream Benthos – Chapter 5 of „A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters“, ed. by J. A. DOWNING & F. H. RIGLER – Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, IBP Handbook 17, 2nd ed.
- PETERS, B. (1989): Ein Wiederfund von *Theodoxus transversalis* (C. PFEIFFER, 1828) in der Donau bei Passau (Gastropoda: Neritidae) – Heldia 1 (5/6): 193.
- PHILLIPSON, J. (1983): Bioindicators, biological surveillance and monitoring – Verh. Dtsch. Zool. Ges.: 121-123.
- PIELOU, E. C. (1975): Ecological Diversity – John Wiley & Sons, New York, London, 165 S.
- PIELOU, E. C. (1984): The Interpretation of Ecological Data – A Primer on Classification and Ordination – John Wiley & Sons, New York, 263 S.
- PIP, E. (1978): A survey of the ecology and composition of submerged aquatic snail-plant communities – Ca. J. Zool. 56: 2263-2279.
- PIP, E. & STEWART, J. M. (1976): The dynamics of two aquatic plant-snail associations – Can. J. Zool. 54: 1192-1205.
- PLACHTER, H. (1983): Die Lebensgemeinschaften aufgelassener Abbaustellen – Ökologie und Naturschutzaspekte von Trockenbaggerungen mit Feuchtbiotopen – Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Heft 56, 112 S.
- PLACHTER, H. (1986): Die Fauna der Kies- und Schotterbänke dealpiner Flüsse und Empfehlungen für ihren Schutz – Ber. ANL 10: 119-147.
- POPP, D. (1988): Das Donau Drama – Natur & Umwelt 68 (3): 12.4-12.5.
- POPP, D. & DISTER, E. (1988): Die Alternative des Bund Naturschutzes zum Donauausbau – BN/AK Wasser im BBU: Donau-Broschüre: 37-43.
- PUJIN, V. & RICHNOVSKY, A. (1987): Daten zur Molluskenfauna der Donau zwischen Novi Sad und Beograd in Jugoslawien – Wissenschaftliches Kurzreferat der 26. Arbeitstagung der IAD, Passau: 403-406.
- RAAB, B., BAUMANN, A. & SCHLEICHER, R. (1986): Planerische Aussagen. – Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Ostbayern (Hrsg.): Ökologische Grundlagenermittlung Stauhaltung Straubing: S. 518-557; Laufen.
- RANFTL, H. (1980): Die Bedeutung der Donau für rastende und überwinternde Wasservögel – in „Der Donau-Ausbau ein Lebensraum ist in Gefahr“, eine Dokumentation des Landesbundes für Vogelschutz e. V. – Millizer, Hilpoltstein, S. 65-73.
- RAUH, W. (1954): Unsere Sumpf- und Wasserpflanzen – Universitätsverlag, Heidelberg.
- REAVELL, P. E. (1980): A Study of the Diets of some British Freshwater Gastropods – J. Conch. 30 (4): 253-271.
- REHFELDT, G.-E. (1984): Bewertung ostniedersächsischer Flussauen durch Bioindikatorsysteme – Modell einer Landschaftsbewertung – Diss., Technische Universität Braunschweig, 261 S.
- REISCHÜTZ, P. L. (1973): Die Molluskenfauna der Wiener Augebiete – Mitt. dtsh. malak. Ges. 3 (25): 2-11.
- REISCHÜTZ, P. L. (1985): Die Weichtierfauna des Bezirks Korneuburg I – Korneuburger Kultur Nachrichten 3: 30-35.
- REMMERT, H. (1980): Ökologie – Ein Lehrbuch – Springer – Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 2. Auflage, 304 S.
- REMMERT, H. (1985): Was geschieht im Klimax-Stadium? Ökologisches Gleichgewicht durch Mosaik aus desynchronen Zyklen – Naturwissenschaften 72: 505-512.
- REYGROBELLET, J. L. (1986): Importance des flux souterrains dans la caractérisation fontionnelle du lit principal – Kap. 7, ROUX (1986) – Doc. Cartogr. Écologique 29: 123-133.
- RICHARDOT-COULET, M. & ALFARO-TEJERA, L. (1985): The Life Cycle and Ecology of the Freshwater Planorbidae *Armiger crista* (L.) – J. mollusc. Stud. 51: 35-51.
- RICHARDOT-COULET, M., CASTELLA, E. & CASTELLA, C. (1987): Classification and Succession of former Channels of the french upper Rhône Alluvial Plain using Mollusca – Regulated Rivers: Research & Management 1: 111-127.
- RICHARDOT-COULET, M., CHESSEL, D. & BOURNAUD, M. (1986): Typological value of the benthos of old beds of a large river. Methodological approach – Arch. Hydrobiol. 107 (3): 363- 383.
- RINGLER, A. (1983): Die Bedeutung von Streuwiesen und Kleingewässern für den Artenschutz im Alpenvorland – Laufener Seminarberichte 7/83: 66-89.
- RITTER, J. (1985): Ökologische Bewertungsgrundlagen von Fließgewässern am Beispiel der Sulz – Diplomarbeit, Zoologisches Institut der Universität München, 100 S. + 30 S. Anh.
- ROMACH, E. H. (1971): The natural history and ecology of the limnaeid snail *Stagnicola elodes* (SAY) in a tempo-

- rary woodland pond habitat, with special emphasis on aetivation – Ph. D. thesis, Wayne State Univ.
- ROSENBLADT, S. (1988): Planierwalzen an der Donau – Greenpeace-Nachrichten Nr. 11: 26-27.
- ROSTAN, J. C., AMOROS, C. & JUGET, J. (1987): The organic content of the surficial sediment: a method for the study of ecosystems development in abandoned river channels – *Hydrobiologia* 148: 45-62.
- ROTHSCHEIN, J. (1973): Über den Einfluß der geplanten Doanukraftwerke auf die Hydrofauna des tschechoslowakischen Donauabschnitts – *Ac. Rer. Natur. Mus. Nat. Slov. Bratislava*, 29 (1): 79-97.
- ROUX, A. L. (1976): Structure et Fonctionnement des Écosystèmes du Haut-Rhône français. I. Présentation de l'étude – *Bull. Ecol.* 7 (4): 475-478.
- ROUX, A. L. (1982): Le Haut-Rhône français: Lieu privilégié d'une recherche interdisciplinaire sur la gestion écologique des ressources en eau – *Revue de Géographie de Lyon* 1: 5-6
- ROUX, A. L. (directeur) (1986): Recherches interdisciplinaires sur les écosystèmes de la basse-plaine de l'Ain (France): Potentialités évolutives et gestion – Documents de Cartographie Écologique 29: 168 S. + 1 Karte.
- RUSSELL-HUNTER, W. D. (1978): Ecology of Freshwater Pulmonates – in „Pulmonates, Vol. 2A Systematics, Evolution and Ecology“, edited by FRETTER, V. & PEAKE, J. – Academic Press, London, New York and San Francisco, 335-383.
- RUTTNER, F. (1962): Grundriß der Limnologie – Berlin, 3. Auflage.
- SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik – Anwendung statistischer Methoden – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, 6. Auflage, 552 S.
- SALZMANN, P.-E. (1956): Faunistisch-ökologische Untersuchungen über Süßwasser-Mollusken im Verlandungsgebiet am Südeinde des Ammersees – *Veröff. Zool. Staatssammml. München* 4: 1-115.
- SCAMONI, A. (1963): Einführung in die praktische Vegetationskunde – G. Fischer, Jena, 2. Auflage, 238 S.
- SCHAEFER, M. & TISCHLER, W. (1983): Ökologie, Wörterbücher der Biologie – UTB 430, G. Fischer, Stuttgart, 2. Auflage, 354 S.
- SCHAEFFER, D. J. & PERRY, J. A. (1986): Gradients in the distribution of riverine benthos – *Freshwater Biology* 16: 745-757.
- SCHÄFER, H. (1953): Untersuchungen zur Ökologie von *Bithynia tentaculata* – *Arch. Moll.* 82 (1/3): 67-70.
- SCHERMER, E. (1931): Die Molluskenfauna der ostholsteinischen Seen – *Arch. Hydrobiol.* 22: 259-305 mit 5 Tabellenbeilagen.
- SCHERMER, E. (1932): Die Molluskenfauna der ostholsteinischen Seen, 2. Teil – *Arch. Hydrobiol.* 24: 637-659.
- SCHIEMER, F. (1988): Gefährdete Cypriniden – Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flußsystemen – *Natur und Landschaft* 63 (9): 370-373.
- SCHLAEFER, M. (1984): 500 Jahre Soßbauer „B'schlacht“ vor den Toren Straubings – *Festschrift, Straubing*, 16 S.
- SCHLEINER, W. (1985): Hydrogeologische Untersuchungen im Donautal zwischen Geisling und Straubing unter besonderer Berücksichtigung von Modellrechnungen über den Einfluß der Donaukanalisierung – Diplomarbeit, FB Geowissenschaften der Universität Münster, 102 S. mit 35 Anlagen.
- SCHLEUTER, A. (1986): Die Chironomiden-Besiedlung stehender Kleingewässer in Abhängigkeit von Wasserführung und Fallaubeintrag – *Arch. Hydrobiol.* 105 (4): 471-487.
- SCHLEUTER, A. & TITTIZER, T. (1988): Die Makroinvertebratenbesiedlung des Mains in Abhängigkeit von der Gewässertiefe und der Korngröße des Substrates – *Arch. Hydrobiol.* 113 (1): 135-151.
- SCHMID, G. (1983): Mollusken vom Mindelsee – in „Der Mindelsee bei Radolfzell. Monographie eines Naturschutzgebietes auf dem Bodanrück“ – *Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ.*, 11: 409-500.
- SCHLÜPMANN, M. (1988): Bioökologische Bewertungskriterien für die Landschaftsplanung – *Natur und Landschaft* 63 (4): 155-159.
- SCHMALZ, K. V. & GRÜNBERG, S. (1989): *Valvata naticina* lebend aus der bayerischen Donau – *Heldia* 1 (5/6): 190-192.
- SCHMEIL-FITSCHEN (1976): Flora von Deutschland und seinen angrenzenden Gebieten – 86. Aufl. Quelle & Meyer, Heidelberg, 516 S.
- SCHMID, G. (1975): Schnecken und Muscheln im Schutzgebiet „Taubergießen“ – in „Das Taubergießengebiet“ – *Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ.*, 7: 536-546.
- SCHMID, G. (1978): Schnecken und Muscheln vom Rußheimer Altrhein – in „Der Rußheimer Altrhein, eine nordbadische Auenlandschaft“ – *Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.Württ.*, 10: 269-363.
- SCHOEN, R. (1985): Zum Nachweis depositionsbedingter Versauerung in kalkarmen Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland mittels einfacher chemischer Modelle – in „Wald und Wasser“ – *Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald*, 5. Tagungsbericht: 631-643.
- SCHREINER, J. (1975): Die Avifauna der Donauaue zwischen Regensburg und Straubing und ihre Gefährdung durch die geplanten technischen Großprojekte in diesem Raum – *Diplomarbeit, Universität Regensburg*, 73 S.
- SCHREINER, J. (1978): Ein internationales Feuchtgebiet: Das Donautal in Niederbayern – *Nationalpark*, 19: 17-20.
- SCHREINER, J. (1987a): Die Donauniederung zwischen Regensburg und Vilshofen – *Landschaft, Pflanzen und Tiere – Laufener Seminarbeiträge* 3/85: 9-15.
- SCHREINER, J. (1987b): Der Flächenanspruch im Naturschutz – *Ber. ANL* 11: 209-224.
- SCHREINER, J. (im Druck): Die Situation der Flußauen in Bayern – *Manuskript zum ANL/WWF Auenkonferenz in Rastatt* 18.-20. 9. 1987 – *Laufener Seminarbeiträge*.
- SCHRETZENMAYR, M. (1950): Sukzessionsverhältnisse der Isarauen südlich Lenggries – *Ber. d. Bayer. Bot. Ges.* 28.
- SCHRIMPFF, E. (1975): Ein mathematisches Modell zur Vorhersage von Abflußereignissen im Bereich der Anden Kolumbiens / S. A. – *Diss. Universität Köln*.
- SCHRIMPFF, E. & FOECKLER, F. (1985): Gamma-rids in streams of northeastern Bavaria, F.R.G.; I. Prediction of their general occurrence by selected hydrochemical variables – *Arch. Hydrobiol.* 103(4): 479-495.
- SCHULTE, H. & WEINZIERL, A. (1989): *Viviparus acerosus* (BOURGUIGNAT) in der bayerischen Donau – *Heldia* 1 (5/6): 192-193.
- SCHUMM, S. A. (1977): *The Fluvial System* – John Wiley & Sons, New York, London, Sydney, Toronto, 338 S.
- SCHWERDTFEGGER, F. (1978): *Lehrbuch der Tierökologie* – Pareys Studentexte 42 – Verlag P. Parey, Hamburg und Berlin, 1. Auflage, 384 S.
- SCHWOERBEL, J. (1980a): Einführung in die Limnologie – 4. Auflage, G. Fischer Verlag, Stuttgart, 196 S.

- SCHWOERBEL, J. (1980b): Methoden der Hydrobiologie – Süßwasserbiologie – G. Fischer Verlag, Stuttgart, 2. Auflage, 261 S.
- SEDALL, J. R. & FROGGATT, J. L. (1984): Importance of Streamside Forests to Large Rivers: the Isolation of the Willamette River, Oregon, U.S.A., from its Floodplain by Snagging and Streamside Forest Removal – Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1828-1834.
- SHADIN, W. I. (1961): Die Wirkung von Stauanlagen auf natürliche Gewässer – Verh. Internat. Verein. Limnol. 14: 792-805.
- SHAW, D. W. & MINSHALL, G. W. (1980): Colonization of an introduced substrate by stream macroinvertebrates – Oikos 34: 259-271.
- SIEBECK, O. & FOECKLER, F. (1986): Limnologische Grundlagenermittlung als Beitrag zur Bewertung der Gewässer und der umliegenden Feuchtgebiete im Donauraum der Stauhaltung Straubing – unveröffentl. Gutachten im Auftrag der Rhein-Main-Donau AG, München, 434 S.
- SIEBECK, O. & REICHOLF, J. (1980): Ökologische Gesichtspunkte zur Gestaltung der Öberauer Schleife als naturnahen Lebensraum – Unveröffentlichtes Gutachten, München, 65 S.
- SIEGEL, S. (1956): Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences – McGraw-Hill Book Co., Inc. New York, 312 S.
- SLOBODKIN, L. B. (1988): Intellectual Problems of Applied Ecology – Applied problems can guide just as clinical problems focus medical research – BioScience 38 (5): 337-342.
- SMARDON, R. C. (EDITOR) (1983): The Future of Wetlands – Assessing Visual-Cultural Values – Allanheld, Osmun Co. Publishers, Inc., Totowa, 226 S.
- SOUSA, W. P. (1984): The Role of Disturbance in Natural Communities – Ann. Rev. Ecol. Syst. 15: 353-391.
- SPÄTH, V. (1988): Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen – Natur und Landschaft 63 (7/8): 312-315.
- STADLER, H. (1935): Pflanzen- und Tierwelt der Flußsohle des Mains – Verh. Internat. Verein. theoret. angew. Limnol. 7: 487-496.
- STATZNER, B. (1987): Characteristics of Lotic Ecosystems and Consequences for Future Research Directions – Kap. E in „Potentials and Limitations of Ecosystem Analysis“ edited by SCHULZE, E.-D. & ZWÖLFER, H. (1987) – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Ecological Studies, Vol. 61: 365-390.
- STATZNER, B. & HIGLER, B. (1985): Questions and Comments on the River Continuum Concept – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42 (5): 1038-1044.
- STATZNER, B. & HIGLER, B. (1986): Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns – Freshwater Biology 16: 127-139.
- STEIN, H. (1985): Ökologische Grundlagenermittlung Stauhaltung Straubing – Fischfauna der Donauebengewässer – unveröffentl. Gutachten im Auftrag der Rhein-Main-Donau AG, München, 72 S.
- STOREY, R. (1986): Longitudinal Zonation of Gastropods in a Chalk Stream – J. Moll. Stud. 52: 15-24.
- SWANSON, F. J., KRATZ, T. K., CAINE, N. & WOODMANSEE, R. G. (1988): Landform Effects on Ecosystem Patterns and Processes – Geomorphic Features of the Earth's Surface regulate the Distribution of Organisms and Processes – BioScience 38 (2): 92-98.
- THIENEMANN, A. (1925): Die Binnengewässer Mitteleuropas – Die Binnengewässer 1, Schweizerbart, Stuttgart, 255 S.
- THIENEMANN, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas – Versuch einer historischen Tiergeographie der europäischen Binnengewässer – Die Binnengewässer Bd. 28, Schweizerbart, Stuttgart, 809 S.
- THIENEMANN, A. (1951): Vom Gebrauch und vom Mißbrauch der Gewässer in einem Kulturlande – Arch. Hydrobiol. 45: 557-583.
- ÜBERLA, K. (1977): Faktorenanalyse – Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- UHLMANN, D. (1982): Hydrobiologie – Ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler – G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 2. Auflage, 315 S.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. (1980): The River Continuum Concept – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.
- VELDMAN, D. J. (1967): Fortran Programming for the Behavioral Sciences – Holt, Rinehart and Winston, New York, Chicago, San Francisco, Toronto, London.
- VERNEAUX, J. (1973): Cours d'eau de Franch-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs – essai de biotypologie. – Ann. Sci. Univ. Besançon Zool., Physiol., Biol. Anim., Ser. 3, 9: 1-206
- WAGNER, K. (1987): Nagymaros – eine Informationsbroschüre – WWF Österreich, 42 S.
- WALZ, N. (1989): Spreading of *Dreissena polymorpha* PALLAS to Northern America – Heldia 1 (5/6): 196.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. (1984): The regulated stream as a testing ground for ecological theory – in „Regulated Rivers“ edited by LILLEHAMMER, A. & SALTVEIT, S. J. – Universitetsforlaget As: 23-38.
- WEBER, E. (1972): Grundriß der biologischen Statistik – G. Fischer, Stuttgart, 7. Auflage.
- WEBER, E. (1973): Auswirkungen der Stauhaltungen und sonstiger technischer Eingriffe auf den Gewässerhaushalt – Arch. Hydrobiol./Suppl. 44 (Donauforschung 5) (2): 184-198.
- WEBER, E. (1974): Einführung in die Faktorenanalyse – G. Fischer, Stuttgart, 224 S.
- WEIN, N. (1977): Die Austrocknung der südlichen Oberrhein-Niederung – Änderungen im Landschaftshaushalt aufgrund anthropogener Eingriffe – Geographische Rundschau 29 (1): 16-23.
- WENDELBERGER, E. & WENDELBERGER, G. (1967): Forstwirtschaft in Auenwald – in: Limnologie der Donau, Lief. 4: 76-81.
- WESENBERG-LUND, C. (1939): Biologie der Süßwassertiere, Wirbellose Tiere – J. Springer, Wien; Reprint 1982 von Strauss & Cramer, Hirschberg, 818 S.
- WHITTON, B. A., (EDITOR) (1984): Ecology of European Rivers – Blackwell Scientific Publications, London, Boston, 1st Edition, 644 pp.
- WHOTTON, R. S. (1988): Dissolved Organic Matter and Trophic Dynamics – What is the Food of Filtering Collectors in Aquatic Ecosystems? – BioScience 38 (3): 172-178.
- WIGGINS, G. B., MACKAY, R. J. & SMITH, I. M. (1980): Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools – Arch. Hydrobiol./Suppl. 58 (Monographische Beiträge) (1/2): 97-206.
- WILBUR, K. M. (ED.) (1983): The Mollusca – Physiology – Academic Press Inc., New York.
- WILDI, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten: Theorie und Einsatz statistischer Methoden – Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts der ETH, Stiftung Rübel, 90. Heft, Zürich, 219 S.

WILDI, O. & ORLOCI, L. (1983): Management and Multivariate Analysis of Vegetation Data – 2nd revised edition – Eidg. Anst. forstl. Versuchswes. (EAFV), CH 8903 Birmensdorf, Ber. Nr. 215, 139 S.

WILLIAMS, D. D. (1987): The Ecology of Temporary Waters – Croom Helm, London & Sydney; Timber Press, Portland, Oregon, 205 S.

WILLIAMS, W. T. (ED.) (1976): Pattern Analysis in Agricultural Science – Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam, New York, 331 S.

WILLMANN, R. & PIEPER, H. (1978): Mollusca (Gastropoda und Lamellibranchiata) – in „Limnofauna Europaea“, ILLIES, J. (Hrsg.) – G. Fischer Verl., St., 2. Aufl., S. 118-137.

WILSON, E. O. (1985): The Biological Diversity Crisis – Despite unprecedented Extinction Rates, the Extent of Biological Diversity remains unmeasured – BioScience 35 (11): 700-706.

WRIGHT, J. F., ARMITAGE, P. D., FURSE, M. T. & MOSS, D. (1988): A new approach to the biological surveillance of river quality using macroinvertebrates – Verh. Internat. Verein. Limnol. 23 (3): 1548-1552.

WRIGHT, J. F., MOSS, D., ARMITAGE, P. D. & FURSE, M. T. (1984): A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data – Freshwater Biology 14: 221-256.

WWF (1988a): Bayerische Auen – unveröffentlichtes Manuskript, 3 S.

WWF (1988b): Die Modell Aue – Atelier Uhrig & Partner, Rastatt, 10 S.

YACINE-KASSAB, M. (1979): Etude écologique des Mollusques Gastéropodes d'eau douce de quelques milieux aquatiques peu profonds de la vallée du Rhône en amont de Lyon – Thèse Doct. Etat, Univ. Grenoble, 247 S.

ZAHLHEIMER, W. (1979): Vegetationsstudien in den Donauauen zwischen Regensburg und Straubing als Grundlage für den Naturschutz – Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 38: 3-398.

ZEISSLER, H. (1971): Die Muschel *Pisidium* – Bestimmungstabelle für die mitteleuropäische Sphaeriaceae – Limnologia 8 (2): 453-503.

ZIESE, M. (1985): Makrozoobenthon eines Querprofils des Rheins bei Wiesbaden – in KINZELBACH, 1985a: 85-102.

ZIMMERMANN, P. (1962): Der Einfluß der Strömung auf Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft im Experiment – Schweiz. Z. Hydrol. 24: 408-411.

Vorkommen und zur Autökologie. Die Verbreitung der einzelnen Arten ist in den Abb. 4.1 bis 4.59 in Abs. 8.2. dargestellt.

Klasse Gastropoda Unterklasse Prosobranchia Ordnung Archaeogastropoda

Familie: Neritidae

Gattung: *Theodoxus* MONTFORT, 1810

1. *Theodoxus transversalis* (PFEIFFER, 1828), eine in ihrem Vorkommen endemisch auf das Einzugsgebiet der Donau beschränkte Art galt seit über 30 Jahren im deutsch/österreichischen Donausystem als ausgestorben, bis ein Relikt-vorkommen 1982 lebend in der Alz, dem Chiemseeausfluß entdeckt wurde (FITTKAU, 1983; FALKNER & MÜLLER, 1983). HÄBLEIN (1966: 28) meldete den rapiden Rückgang der Art in der Donau seit 1949 und das völlige Verschwinden seit 1963. Inzwischen wurde ein Restvorkommen bei Passau im Unterwasser der Staustufe Kachlet entdeckt (PETERS, 1989: 193). Diese Tieflandart stellt bei gleichzeitiger Wärmebedürftigkeit hohe Ansprüche an die Wasserqualität. Bevorzugter Lebensraum sind große Steine und Blöcke in der Strömung (FALKNER & MÜLLER, 1983: 45 ff; HÄBLEIN, 1966: 28 u. 89). Im Donauroum Straubing sind nur leere Schalen dieser Charakterart der Donau zu finden (s. Abb. 4.1). Im Rhein ist die Schwesterart *Theodoxus fluviatilis* verbreitet, die sogar die Chemiekatastrophe von November 1986 überlebt hat (KINZELBACH, 1987: 524).

2. *Theodoxus danubialis* (PFEIFFER, 1828), eine pontisch-dinarische Schwesterart von *Theodoxus transversalis* (1) in der Donau, galt ebenfalls bis vor kurzem als erloschen. Im Herbst 1988 gelang LEUCHS & TITTIZER (1989) ein sensationeller Wiederfund in der Alten Donau bei Bad Abbach. Der Fundort liegt im Stauwurzelbereich des Flusses, in dem relativ naturnahe Verhältnisse herrschen. Nur noch wenige Restpopulationen gibt es in den Nebenflüssen der österreichischen Donau (FRANK, 1987b: 355). Auch das Verschwinden dieser Art gegenüber „einstigen Massenentwicklungen an den Steinvorschüttungen der Donau“ hat bereits HÄBLEIN (1966: 29) beklagt. Im Donauroum Straubing können nur Totfunde (MUISE, persönliche Übermittlung) die frühere Besiedlung bestätigen (s. Abb. 4.2).

Ordnung Mesogastropoda

Familie: Viviparidae

Gattung: *Viviparus*, MONTFORT, 1810

3. *Viviparus contectus* (MILLET, 1813) (VPG) ist typisch für pflanzenreiche Teiche, Sümpfe, Altwässer und Moortümpel (GLÖER et al., 1987: 30). Sie ist im Donauroum Straubing nicht häufig (s. Abb. 4.3), zeigt viele Ausfälle und kommt nur als Begleitart von VPG – nicht als Charakterart wie bei HÄBLEIN (1966: 101) – in Frage. FRANK (1987b: 355) berichtet von individuenreichen Restpopulationen in Altarmen der Donau bei Wien. Am Rhein ist die Art rück-

8. Anhang

8.1. Systematische Liste der nachgewiesenen Wassermolluskenarten

Nachfolgend sind alle im Donauroum Straubing vorgefundenen Wassermolluskenarten in systematischer Reihenfolge aufgelistet. Mit angegeben werden gegebenenfalls (aus Abs. 4.3.) die Gesellschaftszugehörigkeit (Abk. s. Abs. 8.3.) und zu allen Arten ein kurzer Kommentar zum

läufig (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 25).

4. *Viviparus acerosus* (BOURGUIGNAT, 1862) stellte HÄBLEIN (1966: 88) nur an einer Stelle, am Donauufer bei Pfatter, fest und bewertet die Art „als Rückwanderer, die ein verloren-gangenes Siedlungsgebiet erneut in Besitz nimmt“ (1966: 30) – dies ist ihr aber offenbar nicht gelungen (Abb. 4.4). Heute ist die auf das Donaueinzugsgebiet beschränkte (WILLMANN & PIEPER, 1978: 119) Art nur noch am „Kachlett“ bei Passau in der deutschen Donau zu finden (SCHULTE & WEINZIERL, 1989). In der restlichen Donau bis zur Mündung ist sie selten (REISCHÜTZ, 1973: 2; FRANK, 1986a: 347; 1986b: 381; 1987b: 355).

Familie: Valvatidae

Gattung: *Valvata*, MÜLLER, 1774

5. *Valvata cristata* MÜLLER, 1774 (VPG) zählt zu den häufigen Arten (s. Abb. 4.5). Sie gilt als euryök und ist in ganz Europa verbreitet (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 26). Laut FRANK (1987b: 355) erreicht *Valvata cristata* ihr Optimum in den Verlandungszonen der Altarme und in Temporärgewässern. Ihre Kennzeichnung als „Sumpfarm“ (P) kann auf den Donaunraum Straubing nur mit Einschränkung übertragen werden (s. *Valvata cristata* in TPG in Tab. 4.3.3.1.).

6. *Valvata macrostoma* MÖRCH, 1864 (VAG) besiedelt 33% der Gewässer der rezenten Aue, nur 15% der fossilen Aue. Die Ausfälle an der Hochterrassenkante (s. Abb. 4.6) hängen sicherlich mit der engen Bindung dieser Art an temporär/periodische Bedingungen zusammen. *Valvata macrostoma*, aus dem nord-euro-sibirischen Faunenelement stammend, ist allgemein selten und typisch für Drainagegräben und Kleingewässer (BOYCOTT, 1939: 140,171; WESENBERG-LUND, 1939: 713; FALKNER, 1990). WILLMANN & PIEPER (1978: 119) halten *Valvata macrostoma* für ein Synonym von *pulchella*. Dem widersprechen JUNGBLUTH et al. (1986: 492).

7. *Valvata piscinalis* (MÜLLER, 1774) (RGG + VTD) gilt als euryök und ist in ganz Europa verbreitet (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 26). Sie kommt in allen Augewässern mit merklicher, in Altwässern (AW) mit höchster Stetigkeit vor (s. Tab. 4.3.3.4.). Laut JUNGBLUTH et al. (1988) und FRANK (1987b: 355) lebt sie vereinzelt in der Donau, deutlich konzentriert auf die rezente Aue im Donaunraum Straubing (s. Abb. 4.7). Als Bodenbewohnerin reagiert sie empfindlich auf den Sauerstoffmangel (BLESS, 1983: 27) im Zuge der Verlandung und meidet austrocknende Gewässer. Darum wird sie nur in durch VAG gekennzeichneten Gewässern (TPG) angetroffen, die aufgrund ihrer Größe und Tiefe nicht gänzlich austrocknen (s. Tab. 4.3.3.1.) und auch von anderen Arten der RGG bewohnt werden. *Valvata piscinalis* ernährt sich zu 100% von Detritus REAVELL (1980: 258).

8. *Valvata naticina* MENKE, 1845: Das von CLESSIN (1911: 89) berichtete Erlöschen von

Valvata naticina in der Donau bestätigt HÄBLEIN (1966: 89). Zahlreiche leere Schalen wurden im Mündungsbereich der Gmünder Au von JUNGBLUTH et al. (1986) (Gew. 712) gefunden (Abb. 4.8). Neuerliche Lebendfunde werden aus Aicha in der Nähe der Isarmündung gemeldet (SCHMALZ & GRÜNBERG, 1989). Diese ausschließlich in Flüssen lebende Art ist nur in Donauländern und Kleinasien verbreitet (WILLMANN & PIEPER, 1978: 119).

Familie: Hydrobiidae

Gattung: *Bythiospeum*, BOURGUIGNAT, 1882

9. *Bythiospeum acicula* (HELD, 1837): Die von HÄBLEIN (1966: 31) einmalig nachgewiesene Interstitialart (s. Abb. 4.9) lebt vermutlich schwer auffindbar im Grundwasserstrom der Donau (FALKNER, persönliche Mitteilung).

Gattung: *Bythinella*, MOQUIN-TANDON, 1855

10. *Bythinella austriaca* (FRAUENHELD, 1857): Das frühere Vorkommen (HÄBLEIN, 1966: 86) in einer Hangquelle bei Rinkam (Gew. 719) konnte nicht bestätigt werden (s. Abb. 4.10). Laut BURMEISTER (1982: 106) ist *Bythinella austriaca* im Alpenraum sehr häufig, auch in Fließgewässern und ruhigen Buchten nicht selten.

Gattung: *Lithoglyphus*, HARTMANN, 1821

11. *Lithoglyphus naticoides* (PFEIFFER, 1828) (VTD), eine echte Flußart mit harter Schale aus dem danubischen Faunenelement, deren Populationen HÄBLEIN (1966: 32,88) und HÄBLEIN & STOCKER (1977: 37) schon als dezimiert und z. T. als vernichtet dokumentierten, galt lange Zeit als ausgestorben. Im untersuchten Donauabschnitt ist die Art nicht zu finden, sie hat sich in Nebenflüsse (Gew. 6, 7, 25, 712, 103, 104) und Altwässer (Gew. 45) zurückgezogen (s. Abb. 4.11). Sie fehlt auch im Bereich der Donau zwischen Ulm und Donauwörth (HÄBLEIN & STOCKER (1977: 37). JUNGBLUTH et al. (im Druck) fanden sie bei Regensburg und Passau. Diese und eine neuerliche Fundstelle bei Demling (halbe Strecke zwischen Regensburg und Geisling) zeugen vom aufgelösten Bestand. In Österreich wurde *Lithoglyphus naticoides* in der March (FRANK, 1983: 25) und in der Donau (FRANK, 1987b: 356) wiederentdeckt. *Lithoglyphus naticoides* (11) entwickelt sich optimal auf Schlammböden (HÄBLEIN, 1966: 38) mit schwacher Strömung, ernährt sich von Detritus (FRÖMMING, 1956: 228) und ist empfindlich gegen Gewässerverschmutzung. Die Angaben zur Sauerstoffbedürftigkeit widersprechen sich (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 28). Da es sich um eine Flußart handelt, dürfte sie aber hoch sein.

Familie: Bithyniidae

Gattung: *Bithynia*, LEACH, 1818

12. *Bithynia tentaculata* (LINNAEUS, 1758): Diese euryöke und sehr anpassungsfähige Wasserschnecke lebt in 62% (Abb. 4.2.1.) aller unter-

suchten Gewässer, sie fehlt nur in den Bergbächen (s. Abb. 4.12). SCHÄFER (1953: 67) bezeichnet sie als ausgesprochene Steinbewohnerin. Im Donautal ist sie auf allen Substraten zu Hause (HÄBLEIN, 1966: 89, 102 und 105), je nach Gewässertyp auf Steinen, am Boden und auf Schwimmpflanzen; sie ist als einzige Art keinem Substrat eindeutig zuzuordnen (s. Artenformel, Tab. 4.2.1.). MAUCH (1963: 102) bezeichnet sie als gute „Leitform“ für nicht zu starke Eutrophierung. Im Donautal ist ihre massenhafte Verbreitung eher typisch für die generelle Eutrophierung der Landschaft.

Unterklasse Euthyneura Ordnung Basommatophora

Familie: Acroloxidae

Gattung: *Acroloxus*, BECK, 1837

13. *Acroloxus lacustris* (LINNAEUS, 1758) findet man vorwiegend in Altwässern (AW) auf *Nuphar lutea*, einer Charakterart der mit RGG eng in Beziehung stehenden Pflanzengesellschaft Myriophyllo – Nupharetum (s. Tab. 4.3.1.1. und Abb. 4.13). MOUTON (1981: 153) ordnet sie, neben *Radix auricularia* (19), *Anodonta anatina* (43) u. a. dem Metapotamon (Barbenregion) zu. HÄBLEIN (1966: 101) reiht *Acroloxus lacustris* (13) unter die „Bewohner permanenter Still- und Fließwasserarten“ ein, mit „starken, im Entstehen begriffenen Kolonien“. Auch MEINERT & KINZELBACH (1985: 41) sehen in *Acroloxus lacustris* eine der wenigen im Bestand zunehmenden einheimischen Arten, im Gegensatz zu *Ancylus fluviatilis* (38), die „eine gegenläufige Entwicklung durchmacht“. Dies hängt vermutlich mit der Zunahme der Anzahl stehender und langsam fließender Gewässer und deren Eutrophierung gegenüber der abnehmender Zahl echter Fließgewässer zusammen. Im Donautal findet man die Art in 14% der Gewässer in meist kleinen Beständen (s. z. B. Gew. 6 u. 92 in Tab. 4.3.1.1.). Sie zählt zu den „rare“ Arten. BURMEISTER (1984a: 16) stellte sie in Altwässern der Donau bei Bergheim und bei Manching fest.

Familie: Physidae

Gattung: *Aplexa*, FLEMING, 1820

14. *Aplexa hypnorum* (LINNAEUS, 1758) (VAG) zeigt ein mit *Valvata macrostoma* (6) fast identisches Verbreitungsbild (s. Abb. 4.14), jedoch wurden öfter Massenansammlungen beobachtet (s. Tab. 4.3.3.1.). Laut GLÖER et al. (1987: 51) bevorzugt sie gelegentlich austrocknende Gewässer, nach ROMACH (1971, zit. in WIGGINS et al., 1980: 125) überdauert *Aplexa hypnorum* Trockenperioden im Jugendstadium.

Gattung: *Physa*, DRAPARNAUD, 1801

15. *Physa fontinalis* (LINNAEUS, 1758) (VPG) lebt laut GLÖER et al. (1987: 50) in klaren, pflanzenreichen, stehenden und langsam fließenden Gewässern, wo sie sich z. T. auf lokale Grundwasseraustritte konzentriert (CONRATH et al., 1977). In den Donauauen ist sie nicht häufig und ganz auf die Gießen (DGG) der

fossilen Aue konzentriert, die nicht austrocknen (s. Abb. 4.15).

Familie: Lymnaeidae

Gattung: *Galba*, SCHRANK, 1803

16. *Galba truncatula* (MÜLLER, 1774) (Zwischenwirt des Großen Leberegels, *Fasciola hepatica* L.) lebt in seichten Gewässern der Niederungen und zeigt große Widerstandsfähigkeit gegen Austrocknung (ODENING, 1971: 39). Laut FRÖMMING (1956: 107) ist sie neben *Galba palustris* die einzige mitteleuropäische Lungenschnecke mit tatsächlich amphibischer Lebensweise, BOYCOTT (1939: 143) schließt sie sogar von den Wasserschnecken aus. Im Donautal besiedelt sie heute 27% der Gewässer und zählt zu den häufigen Arten. Trotz Priorität für Temporärgewässer (TPG) lebt sie auch in Alt- (AW) und Fließwässern (s. Abb. 4.16 und Tab. 4.3.1.1.). HÄBLEIN (1966: 108) fand sie auch in „Sümpfen des Waldgebirges“

Gattung: *Stagnicola*, LEACH, 1830

17. *Stagnicola turricula* (HELD, 1836) grenzt FALKNER (1985: 47 ff) als selbständige Art von *Stagnicola palustris* ab. Sie ist nach ihm in besonderem Maße an periodische Austrocknung angepaßt und hat im Donautal ihren Verbreitungsschwerpunkt. Im Donautal ist *Stagnicola turricula* heute allgemein verbreitet (41% Gesamthäufigkeit, s. Abb. 4.2.1. und Abb. 4.17). Sie ist im Vorkommen eng mit *Planorbis planorbis* (24) gekoppelt, mit Priorität für Temporärgewässer (TPG), ist aber auch in Gießen (DGG) und Altwässern (AW) anzutreffen (s. Tab. 4.3.1.1.).

18. *Stagnicola corvus* (GMELIN, 1791) wurde im Gebiet einmalig in einem temporären Graben (Gew. 60) in größerem Bestand lebend nachgewiesen (1% der Gewässer). Früher im Gebiet stärker verbreitet – wie Totfunde belegen (Abb. 4.18) – ist die Art heute stark im Rückgang begriffen und gilt als gefährdet (FALKNER, 1990). BURMEISTER fand sie vereinzelt im Gebiet der Osterseen (1984b: 180), des Murnauer Moores (1982: 104) und mehrmals in der Alz (1985: 10). Für RICHARDOT-COULET et al. (1987: 125) ist *Stagnicola corvus* charakteristisch für Temporärgewässer der Rhône-Auen. Andere *Stagnicola*-Arten fehlen (RICHARDOT-COULET et al., 1987: 116). Somit dürfte sie mit *Stagnicola turricula* (17) vikarieren.

Gattung: *Radix*, MONTFORT, 1810

19. *Radix auricularia* (LINNAEUS, 1758) (RGG + VTD) bevorzugt laut FRÖMMING (1956: 92) ruhige, große Gewässer, besonders Seen oder Buchten größerer Flüsse. KINZELBACH (1976b: 144) bezeichnet sie, zusammen mit *Anodonta cygnea* (42), als eine Charakterart der großen Altwässer des Rheins. Sie ist durch ihre Ernährungsart an höhere submerse Wasserpflanzen gebunden, deren Verschwinden neben der organischen Belastung des Wassers als begrenzender Verbreitungsfaktor gilt (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 33). Sie ist die Art (von

18 Wasserschnecken) mit dem geringsten Anteil (50%) an Detritus im Darm und dem größten an Algen (REAVELL, 1980: 258). *Nuphar lutea* ist auf ihrer ganzen Oberfläche von Aufwuchs übersät, der offenbar von *Radix auricularia* abgeweidet wird. Im Donauraum Straubing nimmt *Radix auricularia* an zwei Gesellschaften teil: an RGG als Charakterart, an VTD als Leitart. Hier wird der starke Einfluß der Flußdynamik auf die vorwiegend in der rezenten Aue gelegenen Wohngewässer (AW und FGR) von *Radix auricularia* (s. Abb. 4.19) bzw. RGG (s. Abb. 4.3.3.4.) und VTD (s. Abb. 4.3.2.4.) deutlich.

20. *Radix ovata* (DRAPARNAUD, 1805) (VTD) führt HÄBLEIN (1966: 88) noch mit 100% Stetigkeit in VTD, kündigt aber ihren Rückgang an. Als Steinbewohnerin ist sie empfindlich gegen Verschlammlung. Im Untersuchungsgebiet ist sie (s. Abb. 4.20), wie im restlichen Verlauf der Donau (JUNGBLUTH et al., 1988), nicht allzu häufig, in der österreichischen Donau jedoch auf weiten Strecken als einzige Gastropodenart (FRANK, 1987b: 356) verbreitet. Da die taxonomische Stellung von *R. ovata* neben *Radix peregra* (22), mit der sie oft verwechselt wurde, lange Zeit ungeklärt war, sind die Angaben über Toleranzen und Ansprüche kaum verwertbar (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 34).

21. *Radix ampla* (HARTMANN, 1821) war schon zu HÄBLEIN's (1966: 35 und 101) Zeit nicht häufig. 1984/85 wurde sie nur dreimal (2% der Gewässer) angetroffen (s. Abb. 4.21), zweimal in der Pfatterer Au (Gew. 6 und 7) und im Kirchenbach Altwasser (Gew. 10). Alle drei Gewässer werden mit RGG als Altwässer (AW) charakterisiert (Tab. 4.3.3.1.). Die Art ist leicht mit *Radix auricularia* (19) zu verwechseln, zumal beide ähnliche Lebensräume besetzen. (vgl. Abs. 5.1). SALZMANN (1956: 56) interpretiert ihr Fehlen in ruhigen Buchten mit ihrem Anspruch auf bewegtes Wasser. KLINGSHIRN (1985: 99) stellt die Art bei ihrer Neubearbeitung des Ammersees nicht mehr fest oder ordnet sie *R. auricularia* (19) zu.

22. *Radix peregra* (MÜLLER, 1774) (MMG) findet man im Donauraum Straubing nur im Unterlauf der Bergbäche des Bayerischen Waldes (Gew. 41 u. 50) und an deren Übergängen zur fossilen Aue (Gew. 22 und 34) lebend (s. Abb. 4.22). Das im Neudau-Graben (Gew. 715 – östlich Pittrich) erloschene Vorkommen von *Radix peregra* (s. Abb. 4.22) könnte aus der Zeit stammen, als die Kößnach noch ungehindert in die Donau mündete (vgl. Abs. 4.6.2.) – hierauf deuten auch Totfunde von *Ancylus fluviatilis* (38) hin. Im Elsengraben (Gew. 34) in Niederachdorf wurde an der Hochterrassenkante eine Massenentwicklung von *Radix peregra* trotz erheblicher anthropogener Verschmutzung ($Cl^- = 25 \text{ mg/l}$ gegenüber $< 1 \text{ mg/l}$ im Oberlauf) festgestellt. Dies könnte zusammen mit subfossilen Schalen in den Quellen des Moosmühlbaches (Gew. 73 ebenfalls mit hohem Cl^- -Gehalt: 70 mg/l) (Abb. 4.19) auf kaltstenotherme Ansprü-

che hindeuten, ohne Bezug zum Elektrolytgehalt der Wohngewässer. Trotz Verschmutzung herrscht in diesen Bächen durch den Einfluß des zufließenden Bergbach- bzw. Quellwassers auch im Sommer (13°C in Gew. 34) eine niedrige Temperatur. BRAUKMANN (1984: 140) bezeichnet *Radix peregra* als stetigste Molluskenart der Karbonatbäche, die mit geringem Gefälle und hohem Nährstoffgehalt zwischen Gebirge und Flachland vermitteln.

Gattung: *Lymnaea*, LAMARCK, 1799

23. *Lymnaea stagnalis* (LINNAEUS, 1758), die größte Süßwasserschnecke Mitteleuropas, war schon zu HÄBLEIN's (1966: 36) Zeit allgemein verbreitet (heute 38% Gesamthäufigkeit, s. Abb. 4.2.1. und Abb. 4.23). Stets gemeinsam mit *Planorbarius corneus* (37) vorkommend besiedelt sie pflanzenreiche, stehende (TPG und DGG) mehr als AW, s. Tab. 4.3.1.1.) Gewässer. MEINERT & KINZELBACH (1985: 35) melden abnehmende Häufigkeit in Rheinland-Pfalz parallel zu *Planorbarius corneus* (37) (s. u.).

Familie: Planorbidae

Gattung: *Planorbis*, MÜLLER, 1774

24. *Planorbis planorbis* (LINNAEUS, 1758) lebt in 44% (Abb. 4.2.1.) aller Gewässer, bevorzugt (s. Tab. 4.3.1.1., und Abb. 4.24) in Temporärgewässern (TPG) und Gießen (DGG). Sie ist gut an Austrocknung angepaßt, bewohnt pflanzenreiche Gewässer und ist neben *B. tentaculata* (12) in vielen malakologisch/faunistischen Aufnahmen die häufigste Art (z. B. BURMEISTER, 1984a: 179; FELDMANN, 1986: 126).

25. *Planorbis carinatus* MÜLLER, 1774 (VPG) ist gegen O_2 -Mangel und Austrocknung empfindlich (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 35). Ihr Vorkommen ist auf die dauerhaften Gießen der fossilen Aue beschränkt (s. Abb. 4.25).

Gattung: *Anisus* (*Anisus*), STUDER, 1820

26. *Anisus spirorbis* (LINNAEUS, 1758) (VAG), die in Westdeutschland äußerst seltene und vermutlich durch *Anisus leucostomus* (27) vertretene Art, ist streng an TPG und die rezente Aue gebunden (s. Tab. 4.3.3.1., Tab. 4.3.3.4. und Abb. 4.26). Es gibt viele Ausfälle und wenige Vorkommen in Drainagegräben und Seigen (Gew. 28, 31, 77 und 717) in der fossilen Aue. „Nur in kleinen stehenden, unbeständigen Gewässern im Tiefland“ vorkommend (GLÖER et al., 1987: 45) gilt sie als „vom Aussterben bedroht“ (FALKNER, 1990), was durch die Inbetriebnahme der Stauhaltung Straubing forciert wird.

27. *Anisus leucostoma* (MILLET, 1813), eine echte Sumpfpflanz, vikariert offenbar mit *Anisus spirorbis* (26), einer Leitart der Tümpel-Gesellschaft (VAG) im Donautal. Sie dominiert dort und ist mit anderen Arten aus VAG überall dort vergesellschaftet, wo *Anisus spirorbis* (26) fehlt oder untergeordnet ist, z. B. im Gebiet der Osterseen (BURMEISTER, 1984b: 179), im Rhein- (MIEGEL, 1963: 38; SCHMID, 1978: 291; 1975: 542; 1983: 474; FELDMANN, 1972: 53; 1986) oder

Rhônegebiet (CASTELLA, 1987, II: 225). Im Donaauraum Straubing wurde *Anisus leucostoma* nur vereinzelt in einem untypischen Biotop, dem Wiesentableiter (Gew. 705), lebend nachgewiesen (s. Abb. 4.27), weshalb sie „einstweilen, zumindest im Donaugebiet und südlich der Donau, als eine äußerst seltene und stark rückläufige Art gelten muß“ (JUNGBLUTH et al., 1986: 493).

Gattung: *Anisus (Disculifer)*, BOETTGER, 1914

28. *Anisus vortex* (LINNAEUS, 1758) besiedelt, ohne Priorität für einen bestimmten Stillwassertyp, 34% der Gewässer im Donautal, meidet jedoch Fließgewässer (s. Tab. 4.3.1.1. und Abb. 4.28) – entgegen den Angaben von BOYCOTT (1939: 144). WESENBERG-LUND (1939: 696 und 702) zählt diese Art neben *Lymnaea stagnalis* (23) zu den Arten der Wasseroberfläche, berichtet aber auch (S. 698) von Dredgefängen aus 2-5 m Tiefe. Sie lebt dort ohne Zugang zur atmosphärischen Luft mit wassergefüllter Lunge und kann wie viele Planorbiden fakultativ ihre Atemtechnik wechseln.

29. *Anisus vorticulus* (TROSCHER, 1834) Diese typische Art klarer, permanenter Stillgewässer ist selten (GLÖER et al., 1987: 45) und vom Aussterben bedroht (FALKNER, 1990). Lebend findet man sie im Donaauraum nur im Isarmündungsgebiet (FALKNER, persönliche Mitteilung). HÄBLEIN (1966: 101) hat sie vereinzelt im Fischerdorfer See (Gew. 57) nachgewiesen – das konnte nicht bestätigt werden (s. Abb. 4.29). SCHMID (1978: 346; 1983: 474) ordnet *Anisus vorticulus* großen Gewässern zu.

Gattung: *Bathyomphalus*, CHARPENTIER, 1837

30. *Bathyomphalus contortus* (LINNAEUS, 1758) (VPG) besiedelt stehende Gewässer aller Art (FRÖMMING, 1956: 191). Ihre Verbreitung im Donautal weist Lücken auf und deutet auf die Vermeidung austrocknender Gewässer (s. Abb. 4.30) hin.

Gattung: *Gyraulus*, CHARPENTIER, 1837

31. *Gyraulus albus* (MÜLLER, 1774) (RGG) ist die im Gebiet häufigste der bei der Assoziationsanalyse verwendeten Arten. Sie kommt ähnlich wie *Valvata piscinalis* (7) und *Radix auricularia* (19) in allen Stillgewässertypen der Aue vor, mit höchster Stetigkeit in AW, und meidet Fließgewässer (Abb. 4.31). Als Pflanzenbewohnerin ist sie mit *Radix auricularia* (19) vergesellschaftet (Tab. 4.3.3.1.). Auch ihre Nahrung besteht zum großen Teil aus Algen (11% neben 89% Detritus) (REAVELL, 1980: 258). BOYCOTT (1939: 144) spricht ihr eine breitere ökologische Valenz als *Radix auricularia* (19) zu. Über ihre ökologischen Präferenzen besteht Uneinigkeit (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 37), auf jeden Fall zählt sie zu den euryöken Arten.

32. *Gyraulus acronicus* (FERUSSAC, 1807): Diese Art ist gegenüber HÄBLEIN (1966) neu. Der einmalige Totfund von *Gyraulus acronicus*

in einem potentiellen Habitat (Gew. 80, ein periodisch trockenfallendes Donaualtwasser in der rezenten Aue) wird durch einen Fossilfund in der Terrassenkante bei Stadldorf aus einem früheren Verlauf der Donau ergänzt (s. Abb. 4.32 und JUNGBLUTH et al., 1986: VII). Heute findet man diese Art im Einzugsgebiet der bayerischen Donau lebend nur noch in der Isar oberhalb Landau (SCHMALZ, persönliche Mitteilung) und im Gebiet der Osterseen (BURMEISTER, 1984: 179). Auch in der österreichischen Donauaue ist sie selten (FRANK, 1987b: 356). Sie gilt als „vom Aussterben bedroht“ (FALKNER, 1990).

33. *Gyraulus rossmaessleri* (AUERSWALD, 1851) wurde von MEIER-BROOK (1964) als Art bestätigt und ist in Deutschland auf Hessen und das Donaugebiet beschränkt (GLÖER et al., 1987: 48). Diese typische Art seichter Wiesentümpel ist – wie ihr Lebensraum – „vom Aussterben bedroht“ (FALKNER, 1990). Im Donaauraum Straubing konnte die gegenüber HÄBLEIN (1966) neue Art dreimal (s. Tab. 4.3.1.) tot nachgewiesen werden (Abb. 4.33). Heute findet man *Gyraulus rossmaessleri* lebend im Isarmündungsgebiet (FALKNER, persönliche Mitteilung). Subfossile Funde von SALZMANN (1956: 60) im Ammersee konnten nicht wiederholt werden (KINGSHIRN, 1985: 107).

34. *Gyraulus crista* (LINNAEUS, 1758), eine sehr kleine, aber an ihrer gerippten Schale eindeutig erkennbare Planorbidae, lebt an Pflanzen und im Bodensubstrat. Sie wurde nie in größeren Abundanzen festgestellt (s. Tab. 4.3.1.1.). Letzteres mag zum einen in ihrer geringen Größe und zum anderen in schwacher Konkurrenzfähigkeit begründet sein. RICHARDOT-COULET & ALFARO-TEIJERA (1985: 50) fanden individuenreiche *Gyraulus crista*-Populationen in einem neuen, künstlichen Teich mit wenigen anderen Schneckenarten – dagegen individuen schwache in natürlichen, an Molluskenarten reichen Teichen. Im Donautal wurde *Gyraulus crista* in 15% aller Gewässer gefunden ohne Präferenz für einen bestimmten Typ (s. Tab. 4.3.1.1. und Abb. 4.34). HÄBLEIN (1966: 101 u. 39) zählt *Gyraulus crista* zu den „Bewohnern stehender Dauergewässer... ohne besondere Verbreitungsdichten“. BURMEISTER (1982: 110) findet sie in Schilfzonen des Murnauer Moores.

Gattung: *Hippeutis*, CHARPENTIER, 1837

35. *Hippeutis complanatus* (LINNAEUS, 1758) (VPG), die dritte Planorbidae in VPG stellt ähnliche Ansprüche wie *Bathyomphalus contortus* (30). Sie ist nicht häufig (s. Abb. 4.35), kommt aber öfter in der rezenten Aue vor als die Arten von VPG (15, 25 und 30; s. Tab. 4.3.3.1.).

Gattung: *Segmentina*, FLEMING, 1817

36. *Segmentina nitida* (MÜLLER, 1774) wurde im ganzen Gebiet (s. Tab. 4.3.1.1. und Abb. 4.36) nur dreimal in Gießen (DGG) der fossilen Aue (Gew. 59, 79 und 720) in kleinen Beständen lebend nachgewiesen (2% der Gewässer). Als „spezifische Schnecke“ oft austrock-

nender Seigen, Tümpel (HÄBLEIN, 1966: 39) und von Grundwasseraustrittsstellen (KINZELBACH, 1976b: 145) stirbt sie mit diesen Gewässertypen aus. Auch MEINERT & KINZELBACH (1985: 39) melden ihren Rückgang. HÄBLEIN (1966: 105) stellte sie im Donautal noch häufig in größeren Populationen als gesellschaftsbildende Art fest. BURMEISTER fand sie vereinzelt in einer ruhigen Alzbucht (1985: 10), im Murnauer Moos nur in Torfstichen (1982: 112), aber nicht im Gebiet der Osterseen (1984b: 179).

Gattung: *Planorbarius*, FRORIEP, 1806

37. *Planorbarius corneus* (LINNAEUS, 1758), die größte Planorbidae, kommt in allen Stillgewässertypen vor, fast immer gemeinsam mit *Lymnaea stagnalis* (23). FRÖMMING (1956: 163) bezeichnet sie als Art der Ebene. MEINERT & KINZELBACH (1985: 39) berichten vom Rückgang dieser Art in Rheinland-Pfalz, im Donautal zählt sie zu den allgemein verbreiteten Arten mit Vorkommen in 44% aller Gewässer (Abb. 4.2.1. und Abb. 4.37).

Familie: Ancyliidae

Gattung: *Ancylus*, MÜLLER, 1774

38. *Ancylus fluviatilis* MÜLLER, 1774 (MMG) ist als typische Fließwasserart in Mittelgebirgsbächen allgemein verbreitet (BRAUKMANN, 1984: 139). Im Untersuchungsgebiet ist *Ancylus fluviatilis* in allen Bergbächen häufig, hat aber in der Aue schwere Einbußen erlitten (s. Abb. 4.38). HÄBLEIN (1966: 88) konnte ihn mit 100% Stetigkeit in der „Theodoxus transversalis-danubialis-Gesellschaft der Donau“ (vgl. Abs. 4.3.2.3.) führen. Heute nimmt er nur mehr sporadisch daran teil, was auf die Gewässerverschmutzung zurückzuführen ist.

Klasse Bivalvia

Ordnung Eulamellibranchiata

Unterordnung Schizodonta

Familie: Margaritiferidae

Gattung: *Margaritifera*, SCHUMACHER, 1816

39. *Margaritifera margaritifera* (LINNAEUS, 1758) (MMG), die Charakterart von MMG ist ausschließlich auf ionenarme Bergbäche beschränkt und war früher im ganzen Grundgebirgsmassiv des Bayerischen Waldes und des Fichtelgebirges in dichten Populationen (BAUER, 1980) weit verbreitet. Das massive Aussterben, verursacht durch die zunehmende Gewässerverschmutzung der letzten 150 Jahre (BAUER et al., 1980), hält an. *Margaritifera margaritifera* ist akut vom Aussterben bedroht (BAUER, 1988: 239). Sie lebte früher in vielen Bächen des Falkenfelder Vorlandes, heute nur noch in einem (ILLIES, 1961b: 32 und MODELL, 1965: 170). Diesem Bach kommt besondere Bedeutung zu, da ihre zwar dezimierte und überalterte, aber noch reproduktionsfähige Population (BAUER, 1987) mit geeigneten Maßnahmen zu fördern ist (FOECKLER, 1990).

Gattung: *Unio*, PHILIPSON, 1788

40. *Unio pictorum* (LINNAEUS, 1758) (VTD + RGG) verbindet zusammen mit *Anodonta anatina* (43) die Flußgesellschaft mit der Altwässergesellschaft RGG. Wie alle Großmuscheln gegen Verschlammung und Verlandung empfindlich, bevorzugt sie Fließgewässer, was ihre höhere Konstanzklasse in VTD gegenüber RGG (Tab. 4.3.2.4. und Tab. 4.3.3.4.) erklärt. Abb. 4.40 zeigt erhebliche Ausfälle in vielen ehemaligen Wohngewässern des Donauraums Straubing, v. a. in der fossilen Aue. *Unio pictorum* gehört zu den Neubesiedlern von Kiesweihern (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 43), die jedoch nur kurzfristig Ausweichbiotope darstellen, da sie ohne Ausräumung durch Hochwässer über kurz oder lang verschlammten.

41. *Unio crassus* PHILIPSON, 1788 fand HÄBLEIN (1966: 88/89) mit 100% Stetigkeit in vitalen Populationen als Mitglied seiner „Theodoxus transversalis-danubialis-Gesellschaft der Donau“. Das Erlöschen dieser Art trat offensichtlich erst in der Zwischenzeit ein (Abb. 4.41). Die Populationen der Alten und Kleinen Laaber (Gew. 100/101) starben vor etwa 20, die der Donau (Gew. 1, 42 und 712) vor etwa 5-10 Jahren aus (FALKNER, 1986, Blg.1). Die ehemals „häufigste *Unio*“ (GEYER, 1927: 185) und Konkurrent oder Vikariant (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 43) zu *Margaritifera margaritifera* (39) ist akut vom Aussterben bedroht (FALKNER, 1986: 3). Heute lebt *Unio crassus* sporadisch in der österreichischen Donau (NESEMANN, 1989). Bemerkenswert ist das Vorkommen von *Unio crassus* in der Alz (BURMEISTER, 1985: 10) neben *Theodoxus transversalis* (1) und *Stagnicola corvus* (18) (s. o.). Jüngst sind intakte Populationen im Einzugsgebiet der oberen Donau und im Bayerischen Wald entdeckt worden (SCHMALZ, persönliche Mitteilung; HOCHWALD & BAUER, 1988: 16).

Gattung: *Anodonta* LAMARCK, 1799

42. *Anodonta cygnea* (LINNAEUS, 1758) bevorzugt als größte Süßwassermuschel Deutschlands tiefe, pflanzenreiche und klare stehende Gewässer (MEINERT & KINZELBACH (1985: 44). KINZELBACH (1976b: 146) nennt sie mit *Radix auricularia* (19) die Leitform der tieferen Altrheinbecken. Zunehmende Verlandung, Eutrophierung und Verschlammung haben zum Rückgang dieser Art geführt. Man findet sie nur mehr in 6% der Gewässer in jeweils kleinen Beständen, vermutlich ohne Überlebenschance (s. Tab. 4.3.1.1.). Das Hauptvorkommen liegt in Altwässern (AW) der rezenten Aue (Gew. 6 und 26) und in von Grundwasser durchströmten Gießen (DGG) der fossilen Aue (Gew. 10 und 27). MAUCH (1963: 106) bezeichnet *Anodonta cygnea* als die widerstandsfähigste Najade der Mosel. Die Art scheint dagegen in der Donau ihre Bestände aufzugeben (s. Abb. 4.42), BURMEISTER (1984: 16) weist in der oberen Donau ein Vorkommen in einem Altwasser bei Manching nach. Im Ammersee ist sie ebenfalls sehr selten (KLINGSHIRN, 1985: 117).

43. *Anodonta anatina* (LINNAEUS, 1758) (VTD + RGG) findet HÄBLEIN (1966: 88) wie *Unio pictorum* (40) mit höherer Stetigkeit in der Flußgesellschaft. Sie ist aber als „Teichmuschel“ widerstandsfähig gegen Verschlammung (HÄBLEIN, 1966: 75), zeigt im Vergleich zu *Unio pictorum* (40) geringere Präferenz für Fließwasser (s. Abb. 4.43) und besiedelt auch Kiesweiher (z. B. Gew. 39 und 98). In der Donau ist sie noch seltener als *Unio pictorum* (40) (JUNGLUTH et al., 1988).

Gattung: *Pseudanodonta* BOURGUIGNAT, 1877

44. *Pseudanodonta complanata* (ROSSMÄSSLER, 1835) konnte HÄBLEIN (1966: 31) noch mit 60% Stetigkeit in dezimierten Populationen verzeichnen und seiner „*Theodoxus transversalis-danubialis*-Gesellschaft der Donau“ zuordnen (1966: 88). Ihr Erlöschen war zu Zeiten HÄBLEIN's bereits voll im Gange und hält an (s. Abb. 4.43). REISCHÜTZ (1973: 9) meldet *Pseudanodonta complanata* lebend in den Auen bei Wien. In der bayerischen Donau findet man diese schlammdurchsetzte Sand- und Lehmböden bevorzugende und gegen Wasserverschmutzung empfindliche Flußmuschel (HÄBLEIN, 1966: 74) lebend nur an einer Stelle oberhalb Regensburg (JUNGLUTH et al., 1988).

Unterordnung Heterodonta

Familie: Dreissenidae

Gattung: *Dreissena* VAN BENEDEN, 1835

45. *Dreissena polymorpha* (PALLAS, 1771) (VTD) wurde als „moderner Immigrant“ aus dem Pontischen erst in jüngerer Zeit in die Fauna der mittleren Donau integriert. Dabei kam ihr die Schifffahrt zu Hilfe (THIENEMANN, 1950: 623 u. 658 ff). Sie ist gelegentlich auch in Kiesweihern anzutreffen – ob natürlich eingewandert oder anthropogen (als Angelköder) eingeschleppt ist unklar. In diesem Jahr wurde sie erstmals in Amerika entdeckt (WALZ, 1989), ein neuer Beweis für die enorme Ausbreitungskraft dieser durch den menschlichen Einfluß auf Landschaft (Kanalbau) und Wasser (Eutrophierung) begünstigten Art. Sie gehört laut JUNGLUTH et al. (1988) neben *Bithynia tentaculata* (12), *Ancylus fluviatilis* (38) und *Sphaerium corneum* (47) zu den häufigsten Arten der Donau (Abb. 4.45), Massenansammlungen finden sich in den Kanalschleusen (z. B. Regensburg und Geisling). Adulte *Dreissena polymorpha* leben an Hartsubstraten festverankert vom Filtrieren des Wassers. So tragen sie zur Selbstreinigung der Gewässer bei (BLESS, 1980: 3), können aber für Wasserwerke durch Massenansiedlungen in Rohrleitungen zum Problem werden (WALZ, 1989).

Familie: Sphaeridae

Gattung: *Sphaerium* SCOPOLI, 1777

46. *Sphaerium rivicola* (LAMARCK, 1818) (VTD), die größte *Sphaerium*-Art ist aus dem Rheingebiet eingewandert (HÄBLEIN, 1966: 77); dort ist sie vermutlich ausgestorben (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 45). Sie war

schon zu HÄBLEIN's (1966: 89) Zeit selten und ist auch heute auf die Donau (Gew. 1 und 718) und ihre Altwässer (Gew. 6 und 48) beschränkt (s. Abb. 4.46). JUNGLUTH et al. (1988) finden sie sporadisch in der Donau an der Grenze zu Österreich, von FRANK (1987b: 357) wird sie für Österreich nicht mehr lebend gemeldet.

47. *Sphaerium corneum* (LINNAEUS, 1758) (VPG) ist die häufigste Muschel im Donautal, laut FRANK (1987b: 357) auch in den österreichischen Donauauen. Sie „klettert“ (WESENBERG-LUND, 1939: 651) an Wasserpflanzen hoch, um sich den anaeroben Verhältnissen am Gewässerboden zu entziehen. Zugleich ist sie (47) gegen Verschmutzung unempfindlich (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 45). Massenansammlungen wurden im Staubereich Geisling beobachtet, wo sie im Bodenschlamm optimale Lebensbedingungen findet. Sie ist ein indifferenter Begleiter beider Fließwassertypen der Aue mit größter Häufigkeit in FGF. Als typische Begleitart der Gießen (DGG) meidet sie Altwässer (AW) und Tümpel (TPG) (Tab. 4.3.3.1. und Abb. 4.47).

Gattung: *Musculium* LINK, 1807

48. *Musculium lacustre* (MÜLLER, 1774) (VPG) leitet wie *Sphaerium corneum* (47) als typische Begleitart der VPG in DGG zu den Tümpelarten der VAG in TPG (Tab. 4.3.3.1.) über. Dies entspricht der Kennzeichnung als „Sumpfarm“ (P). Sie ist nach *Sphaerium corneum* (47) die zweithäufigste Muschelart und zeigt wenig Ausfälle (s. Abb. 4.48).

Gattung: *Pisidium* PFEIFFER, 1821

49. *Pisidium amnicum* (MÜLLER, 1774) (MMG), die größte *Pisidium*-Art (MEINERT & KINZELBACH, 1985: 46) ist ausgesprochen selten und nur in den Mittel- und Unterläufen der Bergbäche mit nennenswerten Vorkommen zu finden (s. Abb. 4.49). MEIER-BROOK (1975: 192) stuft sie jedoch als kalkbedürftige Tieflandart ein, was ihrem Vorkommen in der Kleinen Laaber (Gew. 102, s. Tab. 4.3.1.) entspricht.

50. *Pisidium henslowanum* (SHEPPARD, 1823) (PGF) zeigt ein relativ weites Habitatspektrum, scheint gegen Verschmutzung ziemlich unempfindlich zu sein und bevorzugt mäßige Strömung, was dem weichen Schlammsubstrat seiner Lebensräume (KUIPER & WOLFF, 1970: 12), im Donautal sind dies die Bäche der Ebene, entspricht. Laut MEIER-BROOK (1975: 192/193) ist die Art kalkbedürftig und typisch für Tieflandbäche (s. Abb. 4.50).

51. *Pisidium supinum* SCHMIDT, 1851 (VTD), das typische Fluß-*Pisidium*, ist auf bewegtes Wasser angewiesen, fast nur in großen Flüssen anzutreffen (MEIER-BROOK, 1975: 193) und sehr abwasserempfindlich (KUIPER & WOLFF, 1970: 10). Als Leitart von VTD ist es auf die Donau und ihre Nebenflüsse (s. Tab. 4.3.2.1.) beschränkt (s. Abb. 4.51). HÄBLEIN (1966: 88) führte es mit 100% Stetigkeit auf Sand als bevorzugtem Substrat. Das Verschwinden sandiger Bereiche durch Aufstau und

Detritusanreicherung in Flüssen mag zum Rückgang von *Pisidium supinum* beitragen. Neben der Donau kommt es auch im Rhein (ZIESE, 1985: 90; SCHMID, 1978: 359) und im Rhônesystem (MOUTON, 1981: 153) vor.

52. *Pisidium milium* HELD, 1836 (PGF) tritt offenbar typischerweise in geringen Abundanz (s. Tab. 4.3.2.1.) in schlammreichen Tiefenlandbächen auf (MEIER-BROOK, 1975: 193) und gilt als sauerstoffbedürftig (SCHMID, 1983: 495). Das Hauptvorkommen im Donauraum Straubing erstreckt sich auf das Alburger Moos (s. Abb. 4.52).

53. *Pisidium subtruncatum* MALM, 1855 (PGF) ist die am meisten euryöke und dominante *Pisidium*-Art (MEIER-BROOK, 1975: 193), deren Siedlungsdichte HINZ & NIESPOR (1982: 511) für den Verbreitungsgrad der restlichen *Pisidium*-Arten im Biotop verantwortlich machen (vgl. Tab. 4.3.2.1.). Im Donautal ist sie das häufigste *Pisidium* (Abb. 4.53).

54. *Pisidium nitidum* JENYNS, 1832 (PGF) ist laut MEIER-BROOK (1969: 123) auf großporiges Interstitial zur guten Sauerstoffversorgung angewiesen. So kann ihr Fehlen in artenarmen Fließgewässern der Donauaue erklärt werden (s. Tab. 4.3.2.1.). HÄBLEIN (1966: 97-100) zählt *Pisidium nitidum* zu seiner „Maragritifera margaritifera-Gesellschaft kalkarmer, wassersternreicher Gebirgsbäche“. Das wurde nicht bestätigt. An dessen Stelle wurde *Pisidium personatum* (55) angetroffen (s. u.).

55. *Pisidium personatum* MALM, 1855 (MMG) nimmt als Charakterart der Bergbäche gegenüber HÄBLEIN, 1966: 97-100) den Platz von *Pisidium nitidum* (54) ein. Sie gilt als typische Quell- und Bergbachart (MEIER-BROOK, 1975: 192) und wird vielerorts in vergleichbaren Habitaten (BRAUKMANN, 1984: 139) festgestellt. HÄBLEIN (1966: 80 u. 85 ff) bezeichnet sie als Kennart der Quellen, meist in Begleitung von *Bythinella austriaca* (10) – eine Vergesellschaftung, die im Gebiet nicht bestätigt wurde (vgl. Abs. 5.2.).

56. *Pisidium casertanum* POLI, 1791 (VAG) zeigt ein besonders ungewöhnliches Verhalten mit zwei extrem verschiedenen Verbreitungsschwerpunkten: Temporärgewässern und Bergbächen (s. Abb. 4.56). Dies ist nur mit einer sehr breiten ökologischen Valenz (GLÖER et al., 1987: 65) erklärbar. MEIER-BROOK (1975: 192) bezeichnet es als „dennoch charakteristisch für Kleingewässer“

57. *Pisidium casertanum* forma ponderosa, eine Formvariation von *Pisidium casertanum* (56), die sich in kalkreichen Flüssen und Seen besonders dickschalig und verkürzt ausbildet (GLÖER et al., 1987: 65), wurde im Gebiet nur zweimal an typischen Standorten in der rezenten Aue, in der Pfatterer und Gmünder Au (Gew. 702 und 711), gefunden (2% Gesamthäufigkeit, s. Abb. 4.2.1. und Abb. 4.57). MEIER-BROOK (1975: 193) nennt *P. casertanum* forma ponderosa typisch für stark bewegte Zonen größerer Gewässer, wo es gemeinsam mit *Pisidium supinum* (51) an die Stelle von *P. casertanum* tritt.

58. *Pisidium moitessierianum* PALADILHE, 1866 ist eine neue und schon wieder erloschene Art im Donauraum Straubing. HÄBLEIN (1966: 81) fand sie an vier anderen Stellen im Donautal, z. B. bei Reibersdorf östlich Straubing. KUIPER & WOLFF (1970: 7) und MEIER-BROOK (1975: 194) ordnen *Pisidium moitessierianum* als kalkbedürftigen Schlammbewohner großer Seen und träge fließender Flüsse ein (s. kanalisiertem Unterlauf der Kößnach, Gew. 54, in Abb. 4.58). KLINGSHIRN (1985: 120) findet sie teils massenhaft im Ammersee. Sie ist auch im Rhein verbreitet (SCHMID, 1978: 359). Im Rhônegebiet (RICHARDOT-COULET et al., 1987: 125 ff) ist sie typisch für Verbindungsgräben zum Hauptgerinne.

59. *Pisidium tenuilineatum* STELFOX, 1918 ist ebenfalls neu im Gebiet, aber erloschen. HÄBLEIN (1966: 96) stellte die Art einmal in der Gegend von Neunburg v. W. fest. Sie gilt allgemein als selten und stellt vermutlich ähnliche Ansprüche wie *Pisidium moitessierianum* (58) (MEIER-BROOK, 1975: 194). Sie wurde fossil in der Kleinen Laaber (Gew. 101) nachgewiesen (s. Abb. 4.59). KLINGSHIRN (1985: 120) findet sie im Ammersee. Sie gilt wie *Pisidium moitessierianum* (58) als „gefährdet“ (FALKNER, 1990).

8.2. Verbreitungskarten der nachgewiesenen Wassermolluskenarten

Zeichenerklärung (vgl. Abs. 2.1.6. und JUNGBLUTH et al., 1986: I):

Lebendnachweis 1984/85:

- ★ = Vorkommen in der rezenten Aue
- = Vorkommen in der fossilen Aue
- ◆ = Vorkommen in Bergbächen

Todnachweise:

- = Gehäuse-/Schalenfunde, frisch bis lebend-frisch mit Verdacht auf Lebendvorkommen
- ⊗ = erloschenes Vorkommen

HÄBLEIN (1966)-Fundorte:

- Ⓜ = ohne neue Nachweise

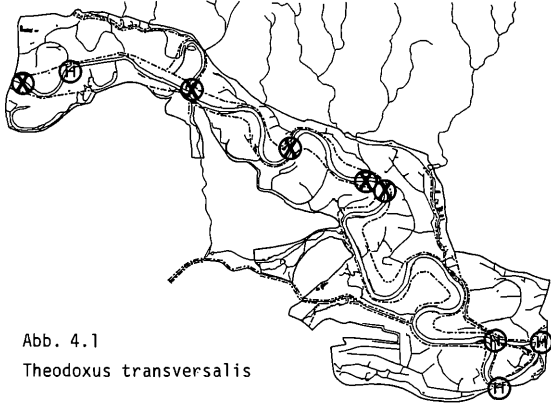


Abb. 4.1
Theodoxus transversalis

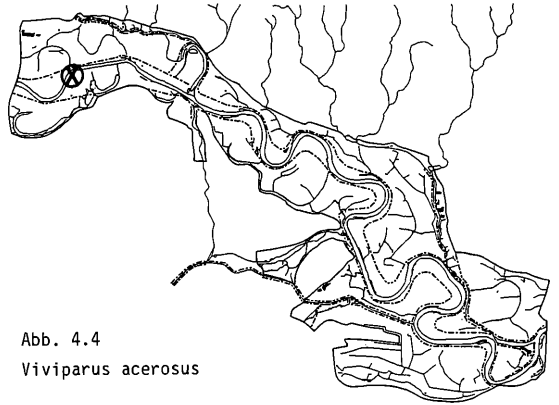


Abb. 4.4
Viviparus acerosus

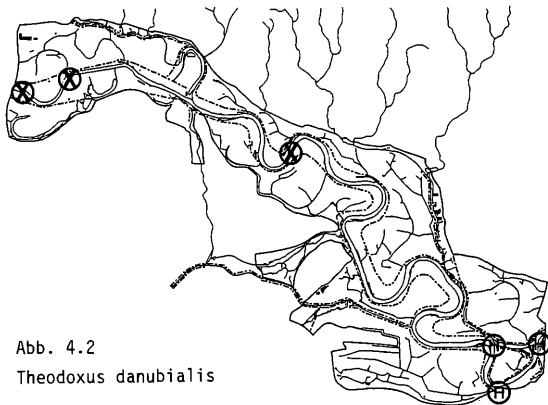


Abb. 4.2
Theodoxus danubialis

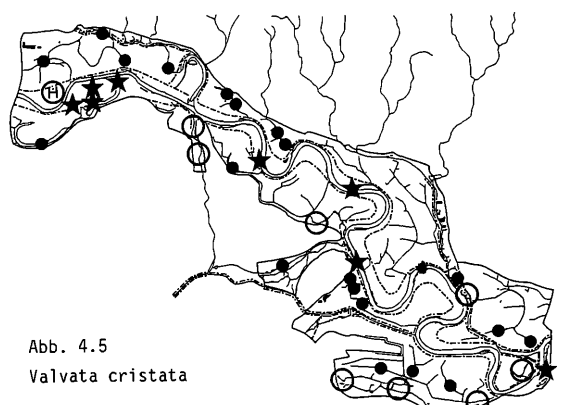


Abb. 4.5
Valvata cristata

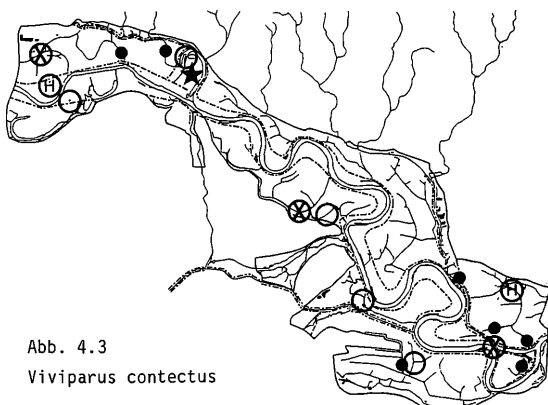


Abb. 4.3
Viviparus contectus

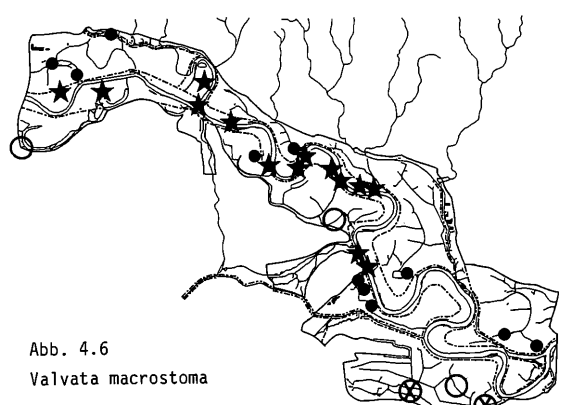


Abb. 4.6
Valvata macrostoma

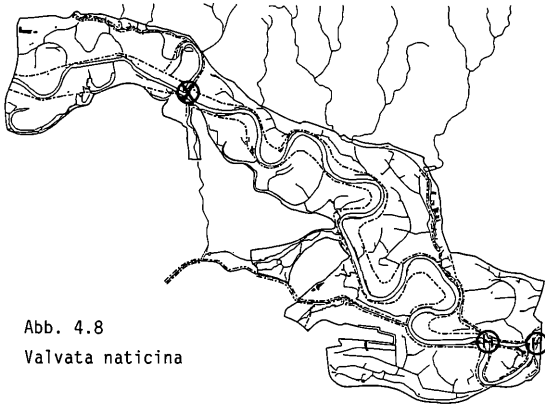


Abb. 4.8
Valvata naticina

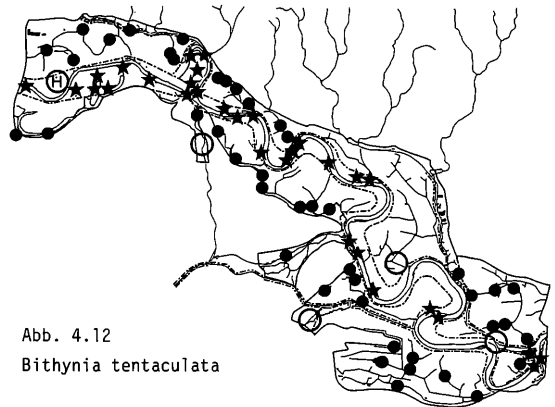


Abb. 4.12
Bithynia tentaculata

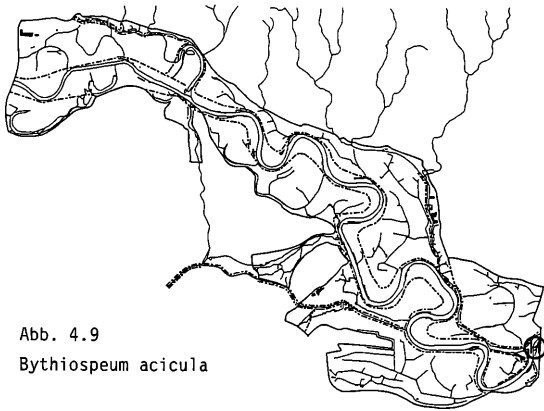


Abb. 4.9
Bythiospeum acicula

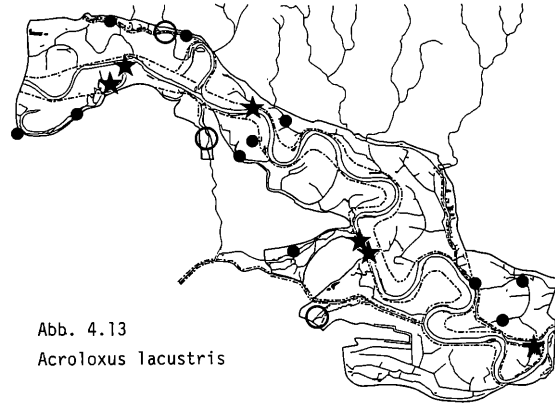


Abb. 4.13
Acroloxus lacustris

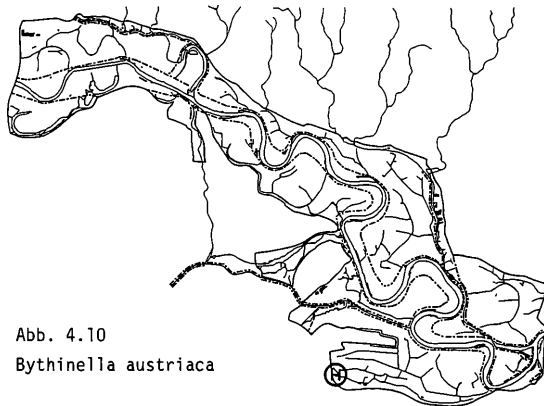


Abb. 4.10
Bythinella austriaca

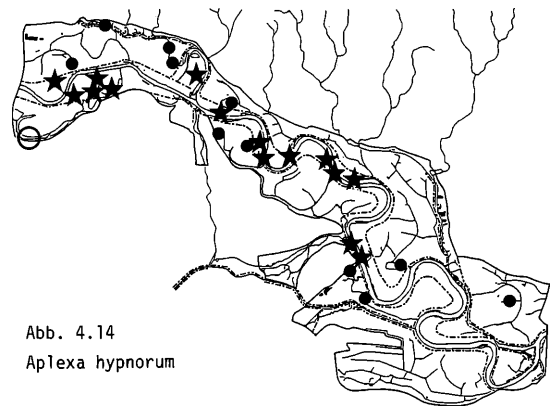


Abb. 4.14
Aplexa hypnorum

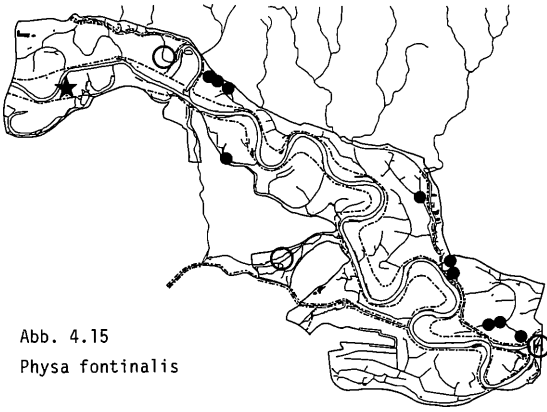


Abb. 4.15
Physa fontinalis

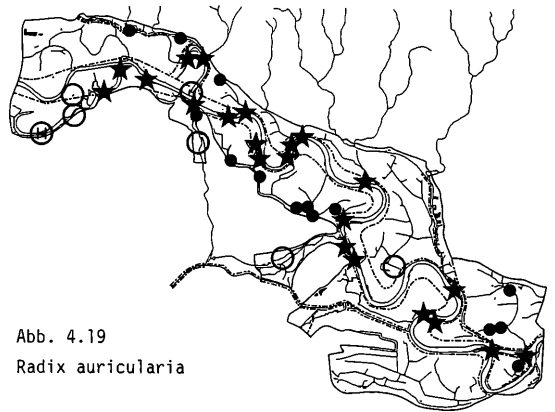


Abb. 4.19
Radix auricularia

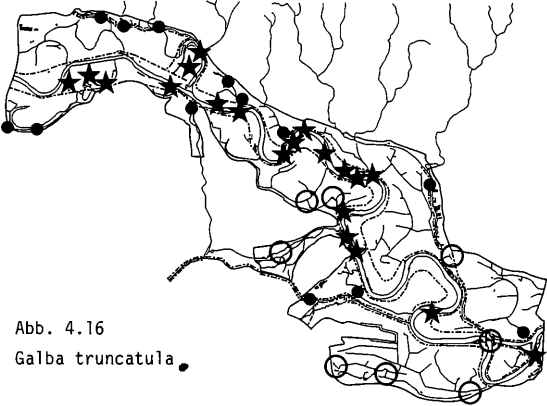


Abb. 4.16
Galba truncatula

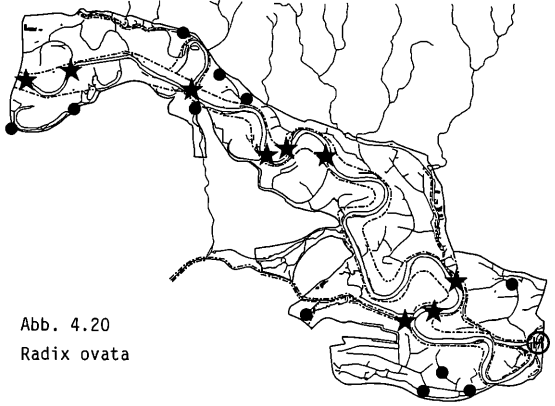


Abb. 4.20
Radix ovata

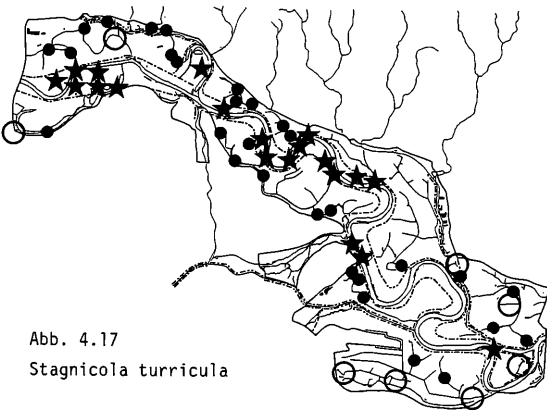


Abb. 4.17
Stagnicola turricula

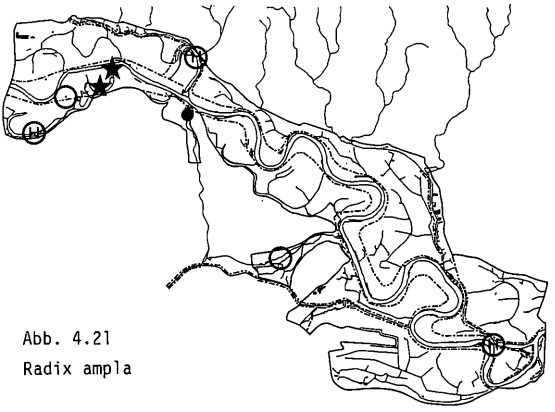


Abb. 4.21
Radix ampla

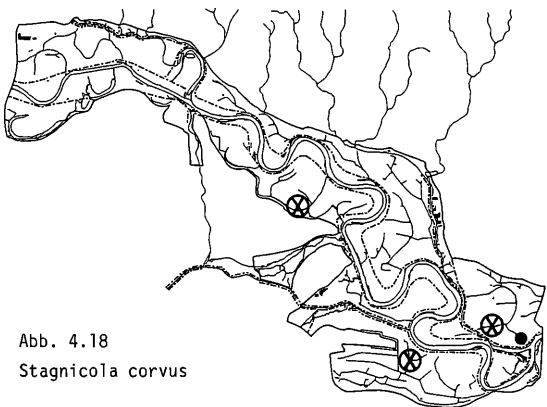


Abb. 4.18
Stagnicola corvus

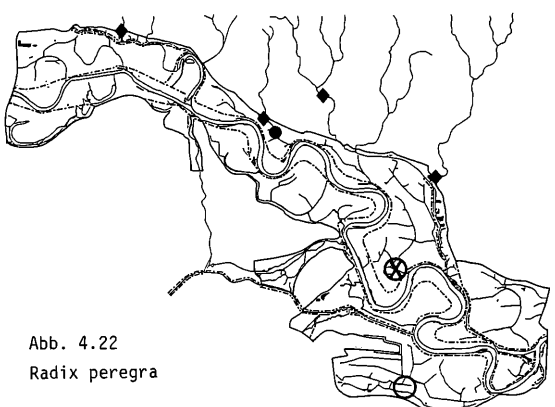


Abb. 4.22
Radix peregra

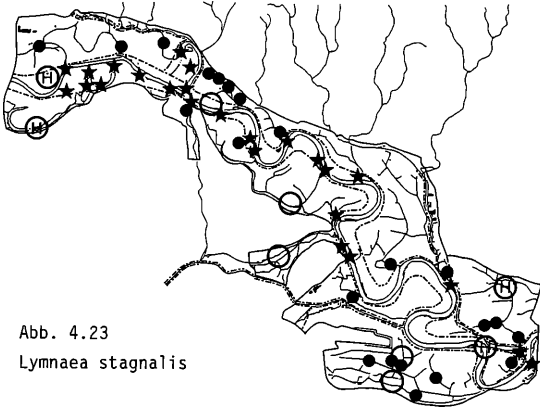


Abb. 4.23
Lymnaea stagnalis

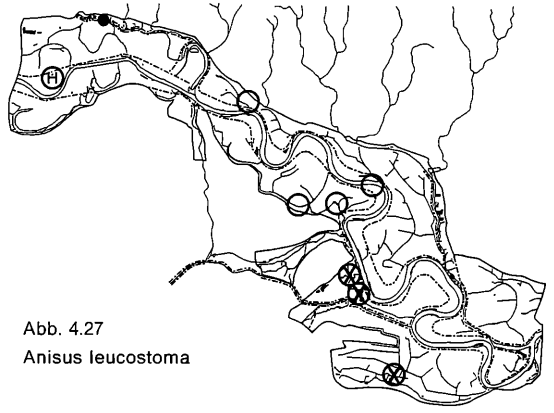


Abb. 4.27
Anisus leucostoma

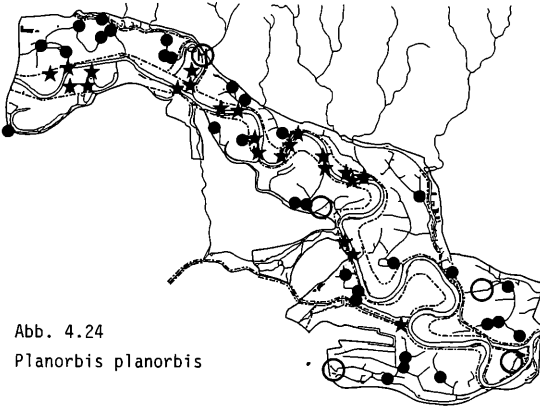


Abb. 4.24
Planorbis planorbis

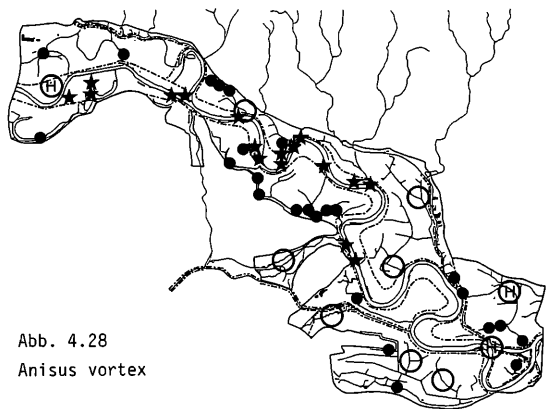


Abb. 4.28
Anisus vortex

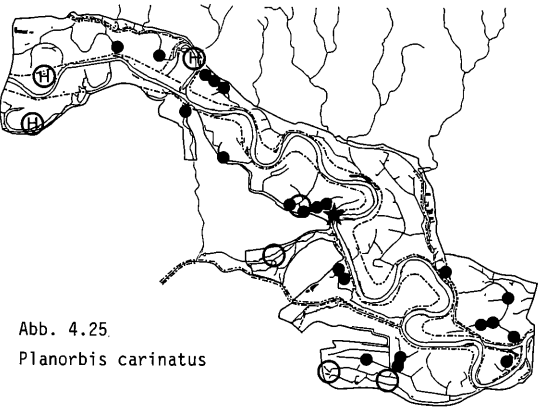


Abb. 4.25
Planorbis carinatus

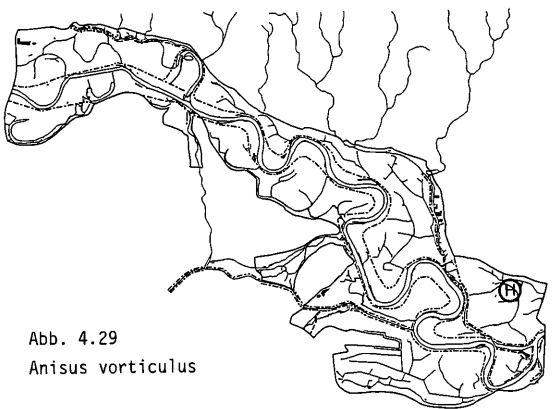


Abb. 4.29
Anisus vorticulus

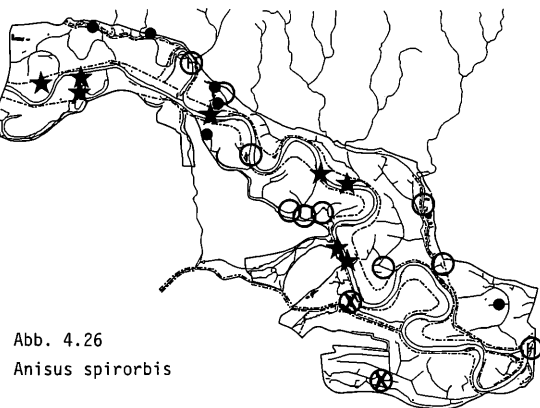


Abb. 4.26
Anisus spirorbis

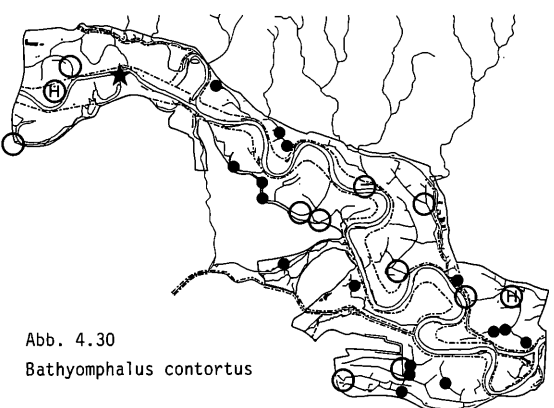


Abb. 4.30
Bathyomphalus contortus

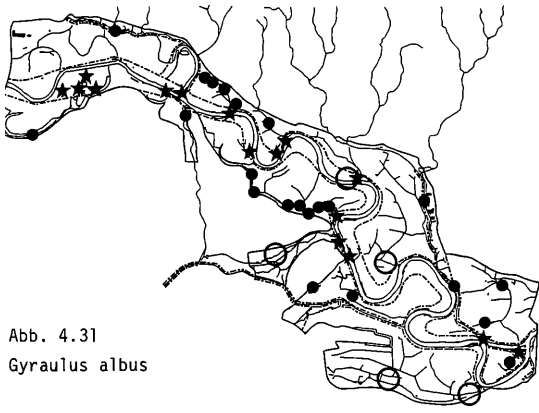


Abb. 4.31
Gyraulus albus

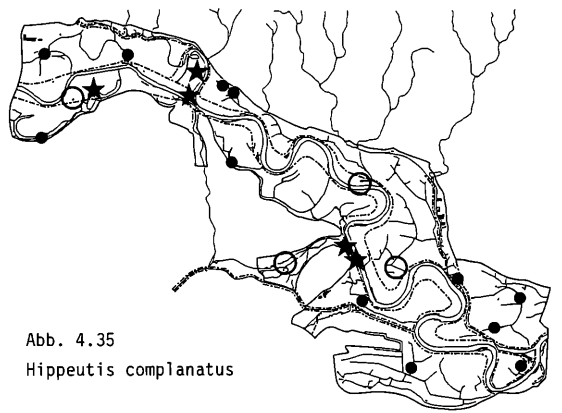


Abb. 4.35
Hippeutis complanatus

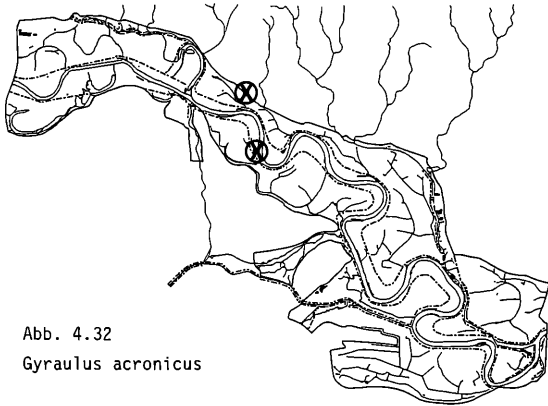


Abb. 4.32
Gyraulus acronicus

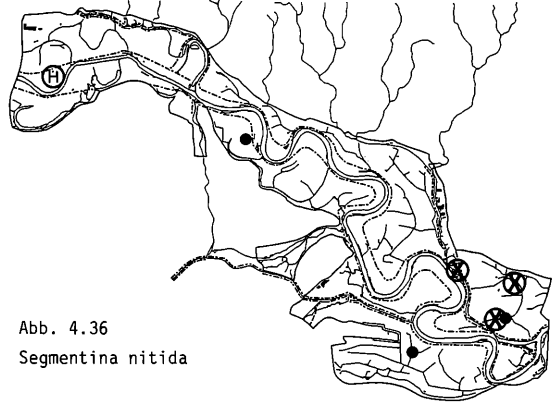


Abb. 4.36
Segmentina nitida

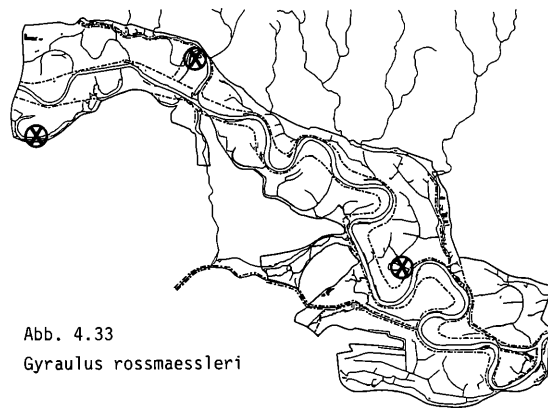


Abb. 4.33
Gyraulus rossmaessleri

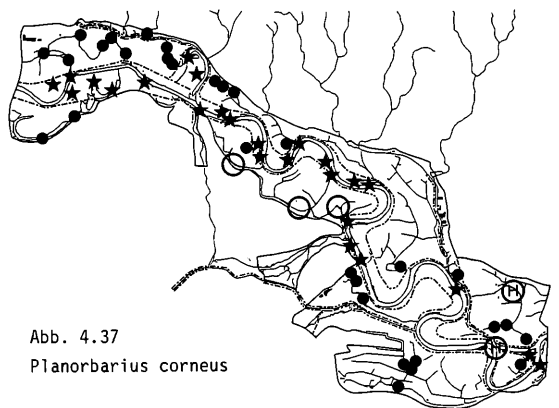


Abb. 4.37
Planorbarius corneus

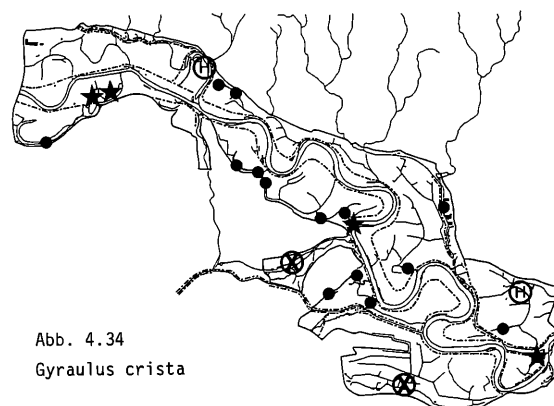


Abb. 4.34
Gyraulus crista

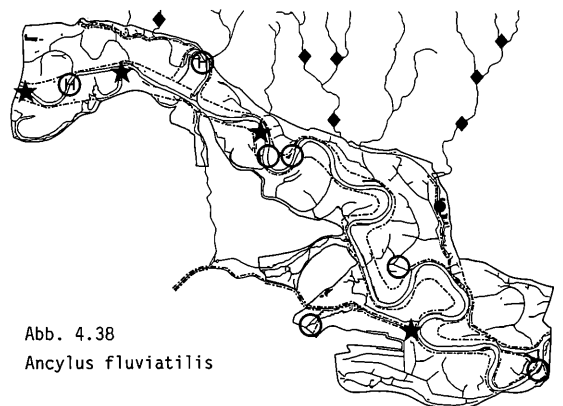


Abb. 4.38
Ancylus fluviatilis

Abb. 4.39
Margaritifera margaritifera

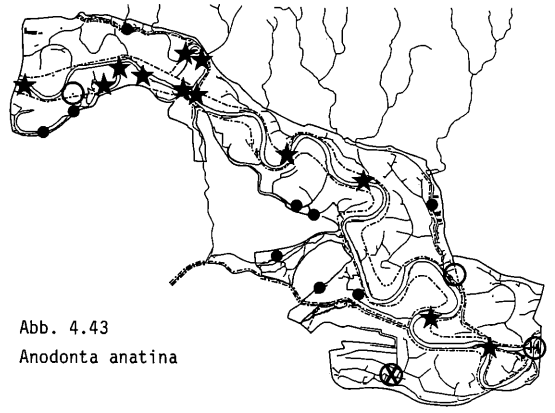


Abb. 4.43
Anodonta anatina

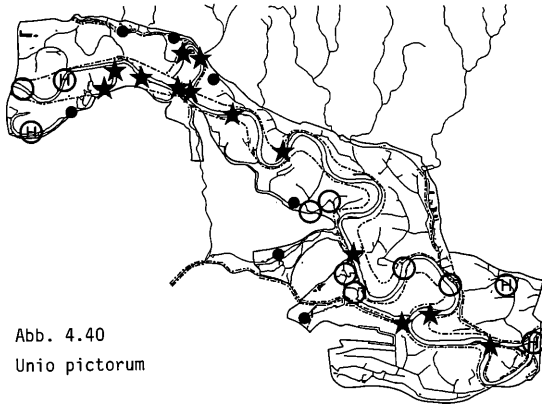


Abb. 4.40
Unio picturum

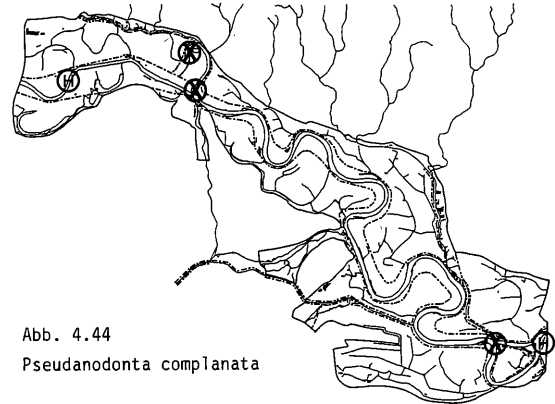


Abb. 4.44
Pseudanodonta complanata

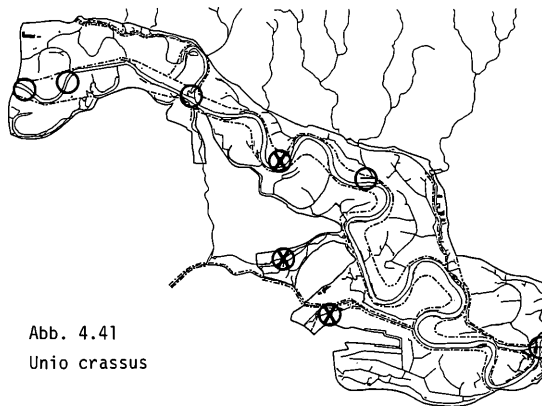


Abb. 4.41
Unio crassus

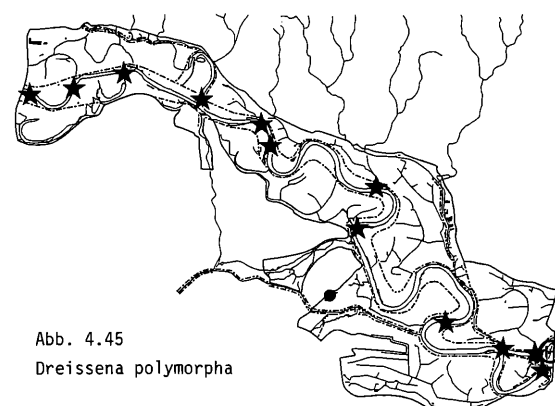


Abb. 4.45
Dreissena polymorpha

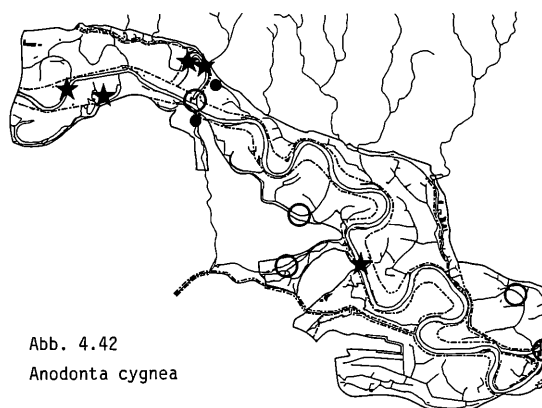


Abb. 4.42
Anodonta cygnea

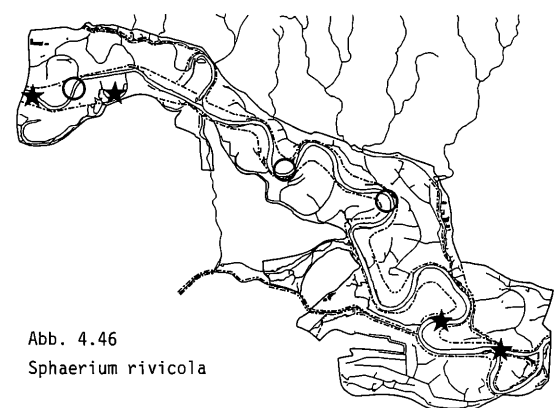


Abb. 4.46
Sphaerium rivicola

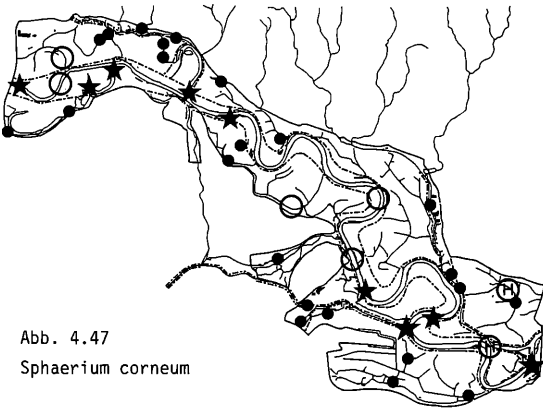


Abb. 4.47
Sphaerium corneum

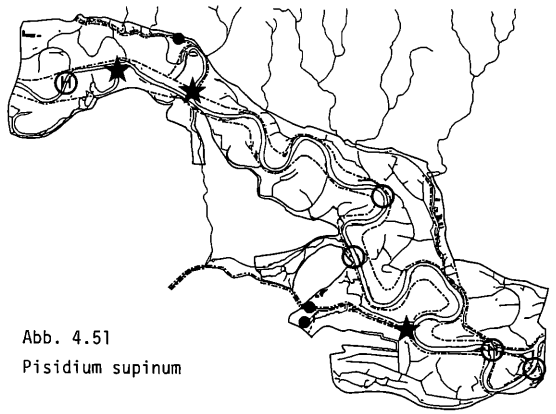


Abb. 4.51
Pisidium supinum

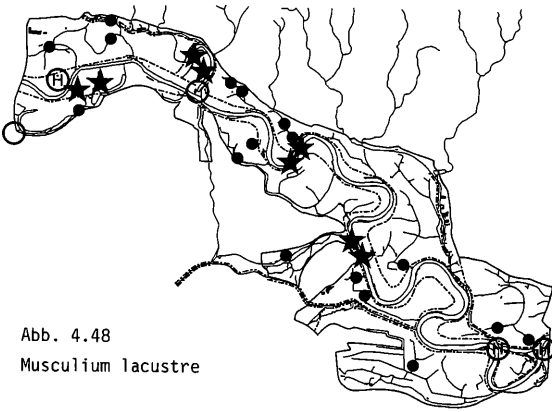


Abb. 4.48
Musculium lacustre

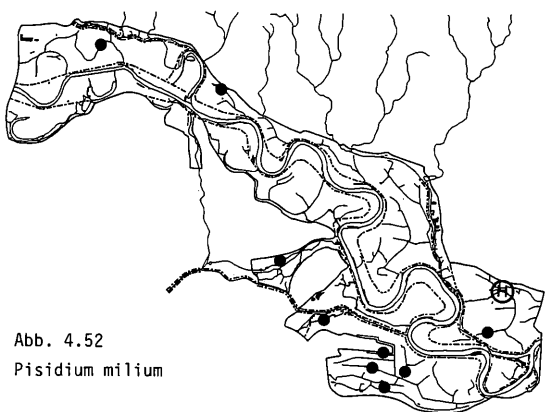


Abb. 4.52
Pisidium milium

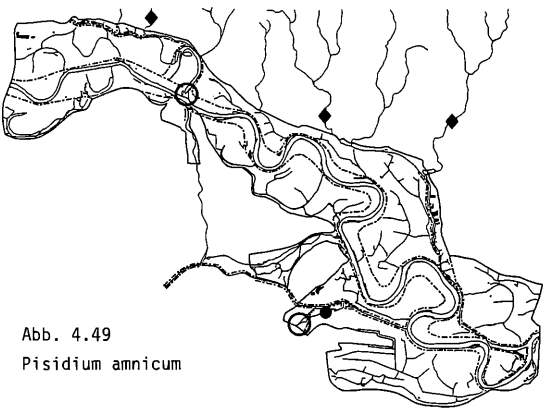


Abb. 4.49
Pisidium amnicum

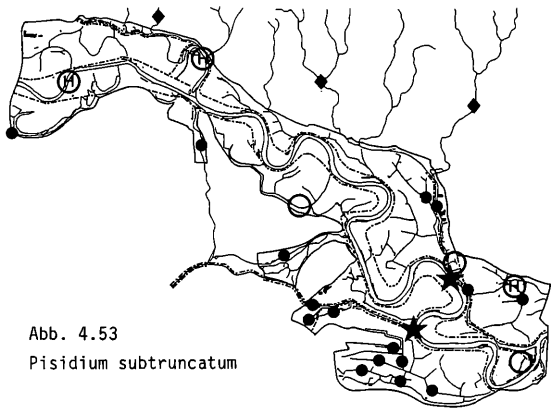


Abb. 4.53
Pisidium subtruncatum

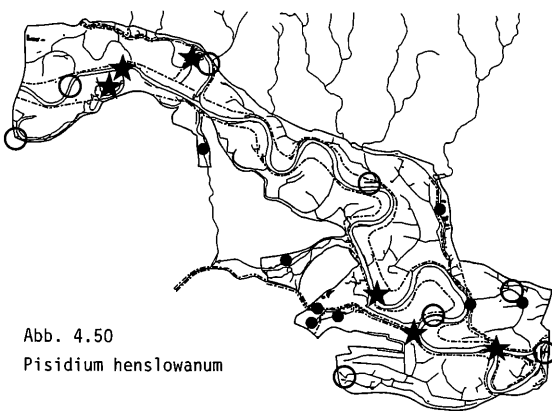


Abb. 4.50
Pisidium henslowanum

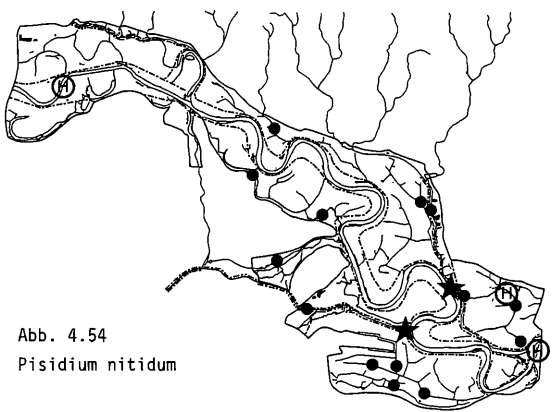


Abb. 4.54
Pisidium nitidum

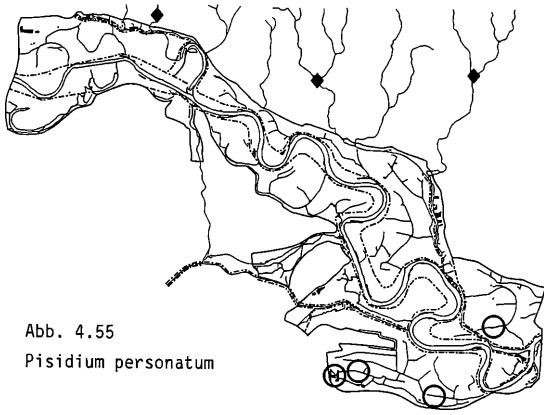


Abb. 4.55
Pisidium personatum

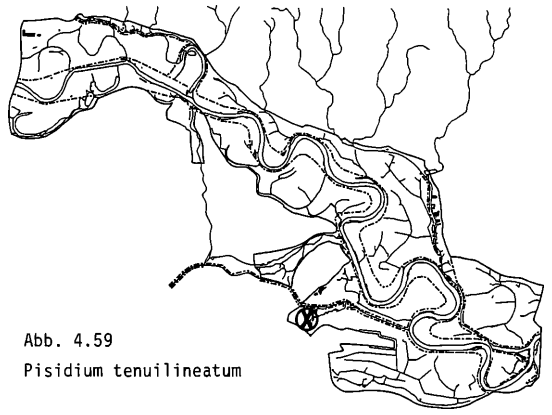


Abb. 4.59
Pisidium tenuilineatum

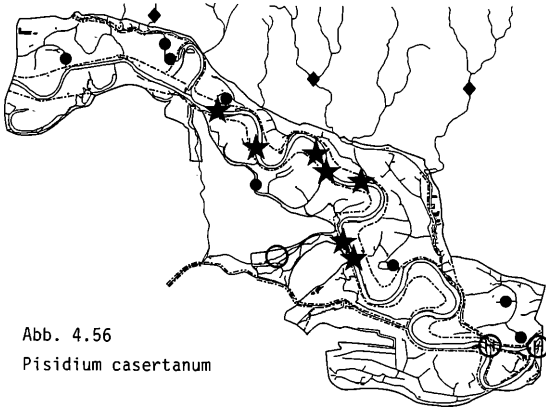


Abb. 4.56
Pisidium casertanum

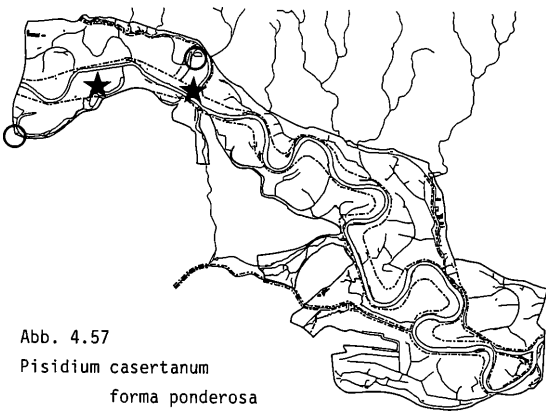


Abb. 4.57
Pisidium casertanum
forma ponderosa

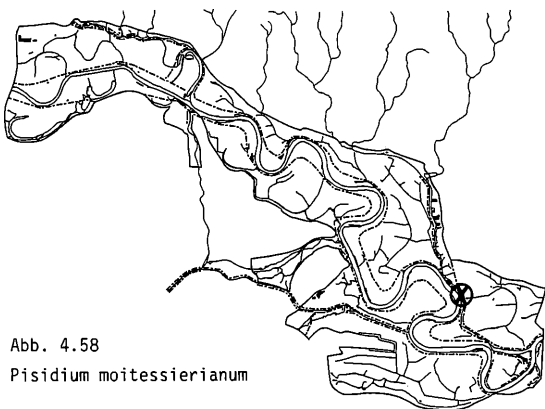


Abb. 4.58
Pisidium moitessierianum

8.3. Liste der Abkürzungen

1. Artenformel: siehe Tab. 2.2.
2. Charakterisierung und Bewertung von Gewässergruppen (Abs. 2.1.4.3.):
 - nL = Anzahl lebender Wassermolluskenarten
 - H_s = Diversität
 - E = Evenness
 - nRL = Anzahl „Rote-Liste-Arten“
 - nr + s = Anzahl „rare“ und „seltene“ Arten
 - nT = Anzahl nur tot nachgewiesener Arten
 - nMG = Anzahl der Wassermolluskengesellschaften
3. Geländemorphologische Parameter (Abs. 2.2.):
 - müNN = Meereshöhe
 - ha = Gewässerfläche
 - Tiefe = Gewässertiefe (m)
 - UI = Umland-Einstufung (vgl. Tab. 2.5.):
 - L (1) = landwirtschaftliche Flächen reichen ohne Pufferstreifen direkt an das Gewässerufer
 - L (3) = zwischen Gewässer und landwirtschaftlichen Flächen befindet sich ein etwa 3 – 5 m breiter Pufferstreifen
 - S (5) = großflächige Schilfbestände – meist in fossiler Aue
 - G (7) = extensiv genutztes Grünland – meist in rezenter Aue
 - W (9) = Auwaldreste – fast nur in rezenter Aue
 - Km = Entfernung von der rezenten Aue (vgl. Tab. 2.5.)
4. Chemisch/physikalische Parameter (s. Tab. 2.6.):
 - ∅ = Durchschnitt, Mittelwert
5. Statistik (Abs. 2.3., Abs. 4.3. und Abs. 4.5.):
 - Q = gruppeninterne Varianz (s. Abs. 2.3.1.3.)
 - C = skaliertes Chi² (Werte zwischen 0 und 1, s. Abs. 2.3.1.4.)
 - HKA = Hauptkomponentenanalyse
 - HK = Hauptkomponente
6. Lage der Gewässer:
 - R = rezente Aue
 - F = fossile Aue
 - B = Bayerischer Wald
7. Wasserpflanzengesellschaften (vgl. Abs. 3.5.):
 - AC = Acoretum calami (Kalmus-Röhricht) – Gesellschaft
 - AL = Alismatetum lanceolati (Lanzett-Froschlöffel) – Gesellschaft
 - CD = Ceratophyllum demersum (Hornkraut) – Gesellschaft
 - CG = Caricetum gracilis (Schlankseggen-Ried) – Gesellschaft
 - CL = Chlorophyceen (Fadenalgen) – Gesellschaften
 - CO = Callitricetum obtusangulae (Wasserstern) – Gesellschaft
 - GM = Glycerietum maximae (Wasserschwaden-Röhricht) – Gesellschaft
 - LM = Lemnetaea (Teichlinsen-Decken) – Klasse
 - MF = makrophythenfrei
 - MN = Myriophyllo-Nupharetum – (Tausendblatt-Teichrosen) – Gesellschaft
 - NO = Nasturtietum officinalis (Brunnenkressen) – Gesellschaft
 - PG = Phragmitetum communis (Schilf-Röhricht) – Gesellschaft
 - PP = Potamogeton pectinatus (Laichkraut) – Gesellschaft
 - RF = Ranunculion fluitantis (Flutender Hahnenfuß) – Assoziation
 - VA = Veronica anagalis-aquatica (Wasserehrenpreis) – Gesellschaft
8. Gewässertypen (vgl. Abs. 3.7.):
 - A = aperiodisch trockenfallende, tiefere Altwässer
 - P = periodisch trockenfallende, wenig tiefe Flachwässer
 - T = temporäre Kleingewässer
 - K = Kiesweiher
 - F = Fließgewässer der Ebene
 - G = Gräben der Ebene
 - B = Bergbäche des Bayerischen Waldes
9. Molluskengesellschaften:
 - VTD = Verarmte Theodoxus-Gesellschaft der Donau
 - PGF = Pisidien-Gesellschaft der fossilen Aue
 - RGG = Radix auricularia – Gyraulus albus-Gesellschaft der Altwässer

- VPG = Valvata cristata – Planorbis carinatus-Gesellschaft der Gießen
- VAG = Valvata macrostoma – Aplexa hypnorum-Gesellschaft der Tümpel
- MMG = Margaritifera margaritifera-Gemeinschaft der Bergbäche

10. Durch Molluskengesellschaften charakterisierte Gewässertypen:

- FGR = Fließgewässer der rezenten Aue
- FGF = Fließgewässer der fossilen Aue
- AW = Altwässer (meist) der rezenten Aue
- DGG = Gießen (= dauerhafte Gewässer mit Grundwassereinfluß) der fossilen Aue
- TPG = Temporär-periodische Gewässer (meist) der rezenten Aue
- BB = Bergbach des Bayerischen Waldes

Lebenslauf

Name:

Francis Foeckler

Geburtsdatum:

30. 1. 1954

Geburtsort:

Washington, D. C., U.S.A.

Staatsangehörigkeit:

U.S.A.

Familienstand:

verh. seit 27. 3. 1981 mit Renate Foeckler, geb. Scheibl

Schulbildung:

1959 – 1965: Grundschule in Belefont, Pa., Silver Spring, Md., und Washington, D. C., U.S.A.

1965 – 1975: Albertus Magnus Gymnasium Regensburg, zunächst als Gastschüler

1975 – 1977: Gymnasium Nabburg mit Abitur

Studium:

1977 – 1979: Grundstudium Biologie mit Vordiplom an der Universität Regensburg

1979 – 1983: Hauptstudium Biologie an der Universität Bayreuth

1981: mündliche Diplomhauptprüfung
Hauptfach: Zoologie
Nebenfächer: Botanik und Biogeographie

1981 – 1983: Diplomarbeit am Lehrstuhl für Tierökologie, Prof. Dr. H. Zwölfer

1983 – 1984: Promotionsstudiengang an der Universität Bayreuth

1984 – 1989: Dissertation bei Herrn Prof. Dr. O. Siebeck, Zoologisches Institut der Universität München, Abt. Limnologie, Seidlstr. 25, D-8000 München 2

2 Pfatterer Au (Ost). Großes Altwasser (Gew. Nr. 6) mit Verbindung (Gew. Nr. 7) zur Donau, innerhalb der rezenten Aue dem Einfluß der Flußdynamik der Donau voll ausgesetzt. Das an Wassermollusken artenreichste (27!) Gewässer des Donauraumes Straubing (Foto: Wolf).

(Freig.: Luftamt Nordbayern Nr. P 2511/1200-Juni 1978-Neg. 1a)

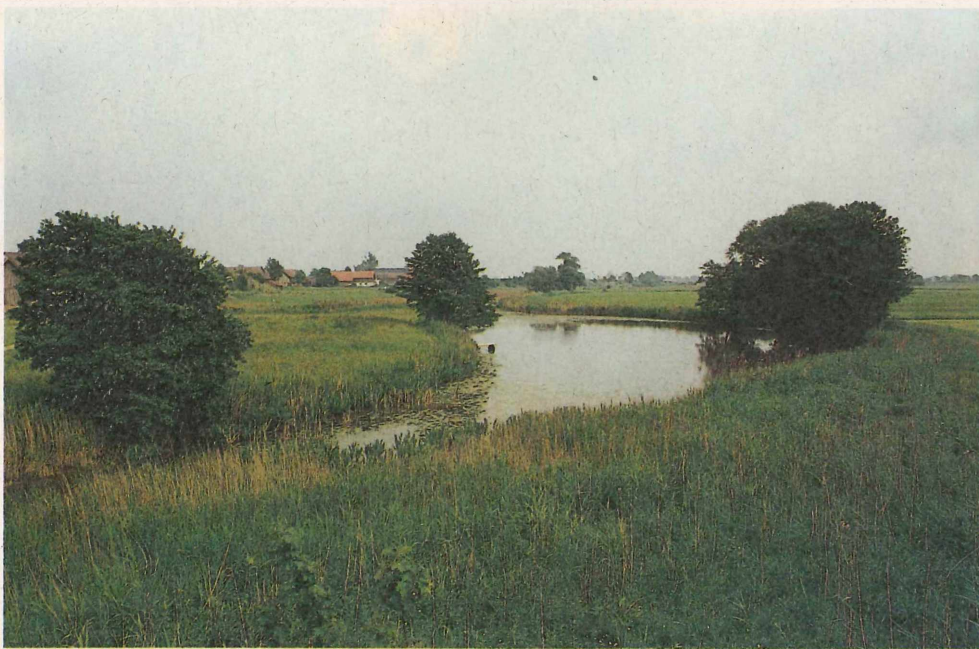


3 Gmünder Au. Großer ehemaliger Mäander der Donau (Gew. Nr. 26; 710 und 711) flußabwärts mit Verbindung zur Donau (Gew. Nr. 25; 709 und 712), durchflossen von der Wiesent (Gew. Nr. 23) und bei Hochwässern überflutet. Die extreme räumliche und zeitliche Strukturierung bedingt eine entsprechende artenreiche Besiedelung mit Vertretern aller Wassermolluskengesellschaften der Aue (Foto: Wolf).

(Freig.: Luftamt Nordbayern Nr. P 2511/1148-30. 4. 78-Neg. 5a)



4 Stadldorfer See (Gew. Nr. 27): im Kiefelmauther Polder (fossile Aue) mit starkem Grundwassereinfluß – typisches Gewässer der *Valvata cristata*-*Planorbis carinatus*-Gesellschaft der Gießen mit der *Radix auricularia*-*Gyraulus albus*-Gesellschaft der Altwässer (Foto: Foeckler).





5 „Url“ (Gew. Nr. 78): makrophytenreiches Altwasser am Niederterrassenrand (Grundwassereinfluß) in der fossilen Aue, charakterisiert durch die *Valvata cristata*-*Planorbis carinatus*-Gesellschaft der Gießen und mit der *Radix auricularia*-*Gyraulus albus*-Gesellschaft der Altwässer (Foto: Foeckler).



6 Altwasser südlich Oberzeitldorn (Gew. Nr. 42): reich strukturiert, charakterisiert durch die *Radix auricularia*-*Gyraulus albus*-Gesellschaft der Altwässer und mit der *Valvata macrostoma*-*Aplexa hypnorum*-Gesellschaft der Tümpel in der Verlandungszone und den umliegenden Seigen (Gew. Nr. 713/714). (Foto: Foeckler).



7 Altwasser „Baulacken“ (Gew. Nr. 80): Flaches Gewässer, gekennzeichnet von der *Valvata macrostoma*-*Aplexa hypnorum*-Gesellschaft der Tümpel und mit der *Radix auricularia*-*Gyraulus albus*-Gesellschaft ohne Großmuscheln. Luftbild aufgenommen im Herbst 1985 bei lang anhaltendem Niedrigwasser der Donau (Freig.: Regierung v. Obb. GS 300/22/86)

8 Altwässer zwischen Ober- und Niedermotzing (Gew. Nr. 92 u. 93): Beide mit den *Radix auricularia*-*Gyraulus albus*-, *Valvata cristata*-*Planorbis carinatus*- und *Valvata macorstoma*-*Aplexa hypnorum*-Gesellschaften, und von ungewöhnlich hohem auenspezifischen Artenreichtum.
(Luftbild vom 3. 11. 1985, freig. Reg. v. Obb. GS 300/22/86)



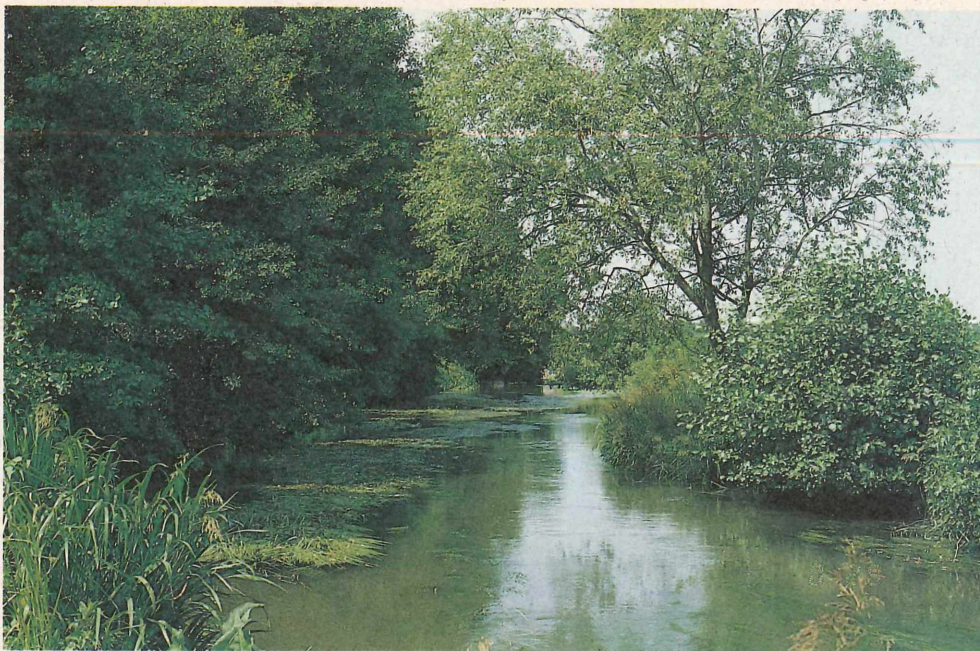
9 Kleine Laaber (Altwasser) (Gew. Nr. 96): In der fossilen Aue direkt von landwirtschaftlichen Flächen ohne Pufferzone umgeben. Erstaunlicherweise (noch?) sehr artenreich, mit Vertretern aller 3 Wassermolluskengesellschaften der Stillgewässer.
(Luftbild vom 3. 11. 1985, freig. Reg. v. Obb. GS 300/22/26)



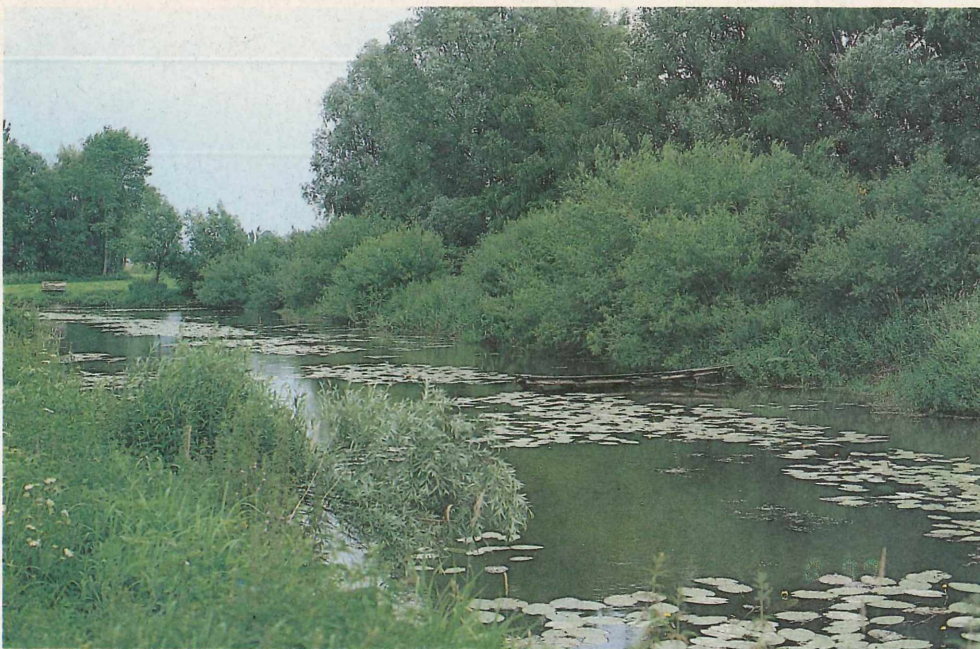
10 „Kleegraben“ (Altwasser) (Gew. Nr. 95): In der fossilen Aue unter starkem Einfluß der intensiven Landwirtschaft – Natur im Rückzug. Ihr kann nur durch landschaftspflegerische Maßnahmen geholfen werden.

(Luftbild vom 3. 11. 1985, freig. Reg. v. Obb. GS 300/22/86)

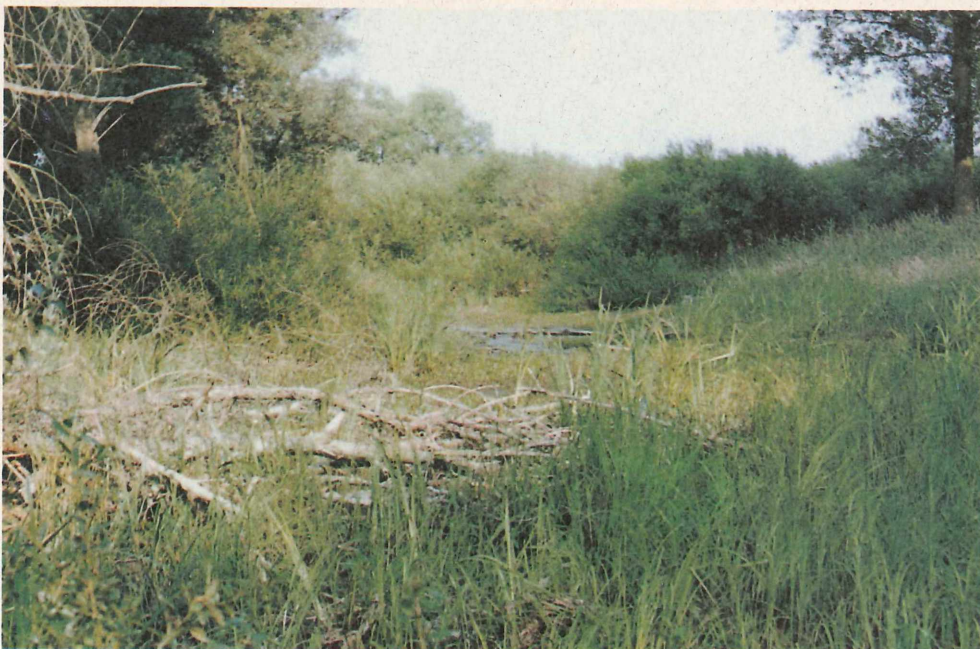




11 Kleine Laaber (Gew. Nr. 101) im Bereich vor der Bruckmühle. Ein typischer Tieflandfluß, gekennzeichnet von der Pisidien-Gesellschaft der Fließgewässer der fossilen Aue mit Elementen der „Verarmten Theodoxus-Gesellschaft der Fließgewässer der rezenten Aue“ (Foto: O. Siebeck).



12 Hornstorfer See (West) (Gew. Nr. 58): mit 19 Wassermolluskenarten das artenreichste Gewässer der fossilen Aue, im Süden mit dichtem Baumbestand, im Norden ungepuffert direkt an Ackerland grenzend. (Foto: O. Siebeck).



13 Auwaldtümpel in der rezenten Aue bei Kiefelmauth (Gew. Nr. 33): Ein typischer Lebensraum der höchst gefährdeten *Valvata macrostoma*-Aplexa hypnorum-Gesellschaft der Tümpel, eine an extrem wechselnde Wasserverhältnisse und längeres Trockenfallen ihrer Wohngewässer angepasste Lebensgemeinschaft (Foto: Foeckler).

Stand: September 1991

Berichte der ANL

Die seit 1977 jährlich erscheinenden Berichte der ANL enthalten Originalarbeiten, wissenschaftliche Kurzmittelungen und Bekanntmachungen zu zentralen Naturschutzproblemen und damit in Zusammenhang stehenden Fachgebieten.

Heft 1-4/1979 (vergriffen)	
Heft 5/1981	DM 23,-
Heft 6/1982	DM 34,-
Heft 7/1983	DM 27,-
Heft 8/1984	DM 39,-
Heft 9/1985	DM 25,-
Heft 10/1986	DM 48,-
Heft 11/1987	DM 38,-
Heft 12/1988 (vergriffen)	
Heft 13/1989	DM 39,-
Heft 14/1990	DM 38,-

Heft 5/1981

- RINGLER Alfred: Die Alpenmoore Bayerns – Landschaftsökologische Grundlagen, Gefährdung, Schutzkonzept. 95 S., 26 Abb. und 14 Farbfotos.
- AMMER Ulrich; SAUTER Ulrich: Überlegungen zur Erfassung der Schutzwürdigkeit von Auebiotopen im Voralpenraum. 38 S., 20 Abb.
- SCHNEIDER Gabriela: Pflanzensoziologische Untersuchung der Hag-Gesellschaften in der montanen Egartenlandschaft des Alpenvorlandes zwischen Isar und Inn. 18 S., 6 Abb.
- KRACH J. Ernst: Gedanken zur Neuauflage der Roten Liste der Gefäßpflanzen in Bayern. 20 S., 12 Rasterkarten
- REICHHOLF Josef: Schutz den Schneeglöckchen. 7 S., 4 Abb. und 5 Farbfotos
- REICHHOLF Josef: Die Helmorchis (Orchis militaris L.) an den Dämmen der Innstauseen. 3 S.
- REICHEL Dietmar: Rasterkartierung von Amphibienarten in Oberfranken. 3 S., 10 Rasterkarten DIN A 3
- HERINGER Josef K.: Akustische Ökologie. 10 S.
- HOFMANN Karl: Rechtliche Grundlagen des Naturschutzes und der Landschaftspflege in Verwaltungspraxis und Rechtsprechung. 6 S.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 23 S.

Heft 6/1982

- DICK Alfred: Rede anlässlich der 2. Lesung der Novelle zum Bayerischen Naturschutzgesetz vor dem Bayerischen Landtag. 2 S.
- DIETZEN Wolfgang; HASSMANN Walter: Der Wanderfalke in Bayern – Rückgangursachen, Situation und Schutzmöglichkeiten. 25 S., Abb.
- BEZZEL Einhard: Verbreitung, Abundanz und Siedlungsstruktur der Brutvögel in der bayerischen Kulturlandschaft. 16 S., Abb.
- REICHHOLF Josef; REICHHOLF-RIEHM, Helgard: Die Stauseen am unteren Inn – Ergebnisse einer Ökosystemstudie. 52 S., Abb., 7 Farbfotos
- ČEŘOVSKÝ Jan: Botanisch-ökologische Probleme des Artenschutzes in der ČSSR unter Berücksichtigung der praktischen Naturschutzarbeit. 3 S.
- BRACKEL Wolfgang v.; u.a.: Der Obere Wöhrder See im Stadtgebiet von Nürnberg – Beispielhafte Gestaltung von Insel- und Flachwasserbiotopen im Rahmen der Pegnitz-Hochwasserfreilegung. 16 S., Abb., 3 Farbfotos
- MÜLLER Norbert; WALDERT Reinhard: Stadt Augsburg – Biotopkartierung, Ergebnisse und erste Auswertung. 36 S., Abb., 10 Karten
- MERKEL Johannes: Die Vegetation der Naturwaldreservate in Oberfranken. 94 S., zahlr. Abb.
- REIF Albert; SCHULZE Ernst-Detlef; ZAHNER Katharina: Der Einfluß des geologischen Untergrundes, der Hangneigung, der Feldgröße und der Flurbereinigung auf die Heckendichte in Oberfranken. 23 S., Abb.
- KNOP Christoph; REIF Albert: Die Vegetation auf Feldrainen Nordost- und Ostbayern – natürliche und anthropogene Einflüsse, Schutzwürdigkeit. 25 S., 7 Farbfotos
- Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen. Empfehlungen für die Wiedereinbürgerung gefährdeter Tiere. Leitsätze zum zoologischen Artenschutz. 4 S.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 25 S.

Heft 7/1983

- EDELHOFF Alfred: Auebiotope an der Salzach zwischen Laufen und der Saalachmündung. 33 S., Abb., Tab., Ktn.
- BAUER Johannes: Benthosuntersuchungen an der Salzach bei Laufen (Oberbayern). 4 S.
- EHMER-KÜNKELE Ute: Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen im Schönramer Filz (Oberbayern). 39 S., Abb., 5 Farbfotos
- REICHHOLF Josef: Relative Häufigkeit und Bestandstrends von Kleinraubtieren (Carnivora) in Südostbayern. 4 S.
- BEZZEL Einhard: Rastbestände des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) und des Gänsejägers (*Mergus merganser*) in Südbayern. 12 S., Abb.

FORTSETZUNG: Heft 7/1983

- BEUTLER Axel: Vorstudie Amphibienkartierung Bayern. 22 S., Abb.
- RANFTL Helmut; REICHEL Dietmar; SOTHMANN Ludwig: Rasterkartierung ausgewählter Vogelarten der Roten Liste in Oberfranken. 5 S., 7 Faltktn.
- HACKER Hermann: »Eierberge« und »Banzer Berge«, bemerkenswerte Waldgebiete im oberen Maintal: ihre Schmetterlingsfauna – ein Beitrag zum Naturschutz. 8 S.
- ULLMANN Isolde; RÖSSNER Katharina: Zur Wertung gestörter Flächen bei der Planung von Naturschutzgebieten – Beispiel Spitalwald bei Bad Königshofen im Grabfeld. 10 S., Abb., Tab., 3 Farbfotos
- RUF Manfred: Immissionsbelastungen aquatischer Ökosysteme. 10 S., Abb.
- MICHLER Günter: Untersuchungen über die Schwermetallgehalte in Sedimentbohrkernen aus südbayerischen und alpinen Seen. 9 S., Abb.
- GREBE Reinhard; ZIMMERMANN Michael: Natur in der Stadt – das Beispiel Erlangen. 14 S., Abb., 5 Farbfotos
- SPATZ Günter; WEIS G. B.: Der Futterertrag der Waldweide. 5 S., Abb.
- Veranstaltungsspiegel der ANL 22 S.

Heft 8/1984

- GOPPEL Christoph: Emittentenbezogene Flechtenkartierung im Stadtgebiet von Laufen. 18 S., 33 Abb.
- ESSER Joachim: Untersuchung zur Frage der Bestandsgefährdung des Igel (Erinaceus europaeus) in Bayern. 40 S., 16 Abb., 23 Tab.
- PLACHTER Harald: Zur Bedeutung der bayerischen Naturschutzgebiete für den zoologischen Artenschutz. 16 S. mit Abb.
- HEBAUER Franz: Der hydrochemische und zoogeographische Aspekt der Eisenstörfer Kiesgrube bei Plattling. 24 S., Abb. u. 18 Farbfotos
- KIENER Johann: Veränderung der Auenvegetation durch die Anhebung des Grundwasserspiegels im Bereich der Staustufe Ingolstadt. 26 S., 5 z. T. farb. Faltktn.
- VOGEL Michael: Ökologische Untersuchungen in einem Phragmites-Bestand. 36 S., 9 Tab., 28 Abb.
- BURMEISTER E.-G.: Zur Faunistik der Libellen, Wasserkäfer und wasserbewohnenden Weichtiere im Naturschutzgebiet »Osterseen« (Oberbayern) (Insecta: Odonata, Coleoptera, limnische Mollusca). 8 S. mit Abb.
- REISS Friedrich: Die Chironomidenfauna (Diptera, Insecta) des Osterseengebietes in Oberbayern. 8 S. mit Abb.
- BURMEISTER H.; BURMEISTER E.-G.: II. Die Köcherfliegenfauna Oberbayerns (Insecta, Trichoptera). 9 S.
- BURMEISTER E.-G.: Auswertung der Befänge aquatischer Wirbelloser (Macroinvertebrata), aquatischer Wirbeltiere (Vertebrata) und terrestrischer Wirbelloser (Macroinvertebrata). Ein Beitrag zur Kenntnis der Fauna Oberbayerns. 7 S.
- KARL Helmut; KANDER Dieter: Zum Gedenken an Prof. Dr. Otto Kraus. 2 S. mit 1 Foto
- Veranstaltungsspiegel der ANL 6 S.

Heft 9/1985

- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Bestandsaufnahme wasserbewohnender Tiere der Oberen Alz (Chiemgau, Oberbayern) – 1982 und 1983 mit einem Beitrag (III.) zur Köcherfliegenfauna Oberbayerns (Insecta, Trichoptera). 25 S., Abb.
- REICHHOLF Josef: Entwicklung der Köcherfliegenbestände an einem abwasserbelasteten Wiesenbach. 4 S.
- BANSE Wolfgang; BANSE Günter: Untersuchungen zur Abhängigkeit der Libellen-Artenzahl von Biotopparametern bei Stillgewässern. 4 S.
- PFADENHAUER Jörg; KINBERGER Manfred: Torfabbau und Vegetationsentwicklung im Kulbinger Filz. 8 S., Abb.
- PLACHTER Harald: Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Sandstandorten des unteren Brombachtals (Bayern) und ihre Bewertung aus der Sicht des Naturschutzes. 48 S., Abb., 12 Farbfotos
- HAHN Rainer: Anordnung und Verteilung der Lesesteinriegel der nördlichen Frankenalb am Beispiel der Großgemeinde Heiligenstadt in Oberfranken. 6 S., Abb.
- LEHMANN Reinhold; MICHLER Günter: Palökologische Untersuchungen an Segimentkernen aus dem Wörthsee mit besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte. 23 S., Abb.
- Veranstaltungsspiegel der ANL. 21 S.

Heft 10/1986

- DICK Alfred; HABER Wolfgang: Geleitworte.
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: 10 Jahre ANL – ein Rückblick.
- ERZ Wolfgang: Ökologie oder Naturschutz? Überlegungen zur terminologischen Trennung und Zusammenführung.

FORTSETZUNG: Heft 10/1986

- HABER Wolfgang: Umweltschutz – Landwirtschaft – Boden.
- SUKOPP Herbert; SEIDEL Karola; BÖCKER Reinhard: Bausteine zu einem Monitoring für den Naturschutz.
- PFADENHAUER Jörg; POSCHLOD Peter; BUCHWALD Rainer: Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil 1: Methodik der Anlage und Aufnahme.
- KNAUER Norbert: Halligen als Beispiel der gegenseitigen Abhängigkeit von Nutzungssystemen und Schutzsystemen in der Kulturlandschaft.
- ZIERL Hubert: Beitrag eines alpinen Nationalparks zum Schutz des Gebirges.
- OTTE Annette: Standortansprüche, potentielle Wuchsgebiete und Vorschläge zur Erhaltung einer naturraum-spezifischen Ackerwildkraut-Flora (Agrarlandschaft südlich von Ingolstadt).
- ULLMANN Isolde; HEINDL Bärbel: »Ersatzbiotop Straßenrand« – Möglichkeiten und Grenzen des Schutzes von basiphilen Trockenrasen an Straßenböschungen.
- PLACHTER Harald: Die Fauna der Kies- und Schotterbänke dealpiner Flüsse und Empfehlungen für ihren Schutz.
- REMMERT Hermann; VOGEL Michael: Wir pflanzen einen Apfelbaum.
- REICHHOLF Josef: Tagfalter: Indikatoren für Umweltveränderungen.
- ALBRECHT Ludwig; AMMER Ulrich; GEISSNER Wolfgang; UTSCHICK Hans: Tagfalterstrich im Wald.
- KÖSTNER Barbara; LANGE Otto L.: Epiphytische Flechten in bayerischen Waldschadensgebieten des nördlichen Alpenraumes: Floristisch-soziologische Untersuchungen und Vitalitätstests durch Photosynthesemessungen.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.
- Anhang: Natur und Landschaft im Wandel. S. unter Sonderdrucken.

Heft 11/1987

- WILD Wolfgang: Natur – Wissenschaft – Technik.
- PFADENHAUER Jörg; BUCHWALD Rainer: Anlage und Aufnahme einer geobotanischen Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Echanger Lohe (Lkr. Freising).
- ODZUK Wolfgang: Die Pflanzengesellschaften im Quadranten 8037/1 (Glönn; bayer. Alpenvorland).
- OTTE Annette; BRAUN Wolfgang: Veränderungen in der Vegetation des Charlottenhofer Weihergebietes im Zeitraum von 1966–1986.
- REICHEL Dietmar: Veränderungen im Bestand des Laubfroschs (*Hyla arborea*) in Oberfranken.
- WÖRNER Sabine; ROTHENBURGER Werner: Ausbringung von Wildpflanzen als Möglichkeit der Arterhaltung?
- SCHNEIDER Eberhard; SCHULTE Ralf: Haltung und Vermehrung von Wildtieren in Gefangenschaft unter besonderer Berücksichtigung europäischer Waldvögel – ein Beitrag zum Schutz gefährdeter Tierarten?
- STÖCKLEIN Bernd: Grünfläche an Ämtern – eine bürgerfreundliche Visitenkarte. Tierökologische Aspekte künftiger Gestaltung und Pflege.
- BAUER Johannes; SCHMITT Peter; LEHMANN Reinhold; FISCHER-SCHERL Theresia: Untersuchungen zur Gewässerversauerung an der oberen Waldnaab (Oberpfälzer Wald; Nord-Ostbayern).
- MELZER Arnulf; SIRCH Reinhold: Die Makrophytenvegetation des Abtsees – Angaben zur Verbreiterung und Ökologie.
- ZOTT Hans: Der Fremdenverkehr am Chiemsee und seine Auswirkungen auf den See, seine Ufer und seine Randbereiche.
- VOGEL Michael: Die Leistungsfähigkeit biologischer Systeme bei der Abwasserreinigung.
- SCHREINER Johann: Der Flächenanspruch im Naturschutz.
- MAUCKSCH Wolfgang: Mehr Erfolg durch bessere Zusammenarbeit von Flurbereinigung und Naturschutz.
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: Erfordernisse und Möglichkeiten der Fortbildung von Biologen im Berufsfeld Naturschutz.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.

Heft 12/1988

- SUHR Dieter: Grundrechte gegen die Natur – Haftung für Naturgüter?
- REMMERT Hermann: Naturschutzforschung und -vermittlung als Aufgabe der Universitäten.
- LIEDTKE Max: Unterricht und Naturerfahrung – Über die Bedingungen der Vermittlung von ökologischen Kenntnissen und Wertvorstellungen.
- TROMMER Gerhard: Mensch hie – Natur da Was ist und was soll Naturschutzzerziehung?
- HAAS Anneliese: Werbestrategien des Naturschutzes.

FORTSETZUNG: Heft 12/1988

- HILDEBRAND Florian: Das Thema »Boden« in den Medien.
- ROTT Alfred: Das Thema »Boden« in Dichtung, Mythologie und Religion.
- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Die Beweissicherung von Arten als Dokumentation faunistischer Erhebung im Sinne eines Instruments des Naturschutzes.
- PFADENHAUER Jörg: Naturschutzstrategien und Naturschutzansprüche an die Landwirtschaft.
- PFADENHAUER Jörg; WIRTH Johanna: Alte und neue Hecken im Vergleich am Beispiel des Teriärgügellandes im Lkr. Freising.
- REIF Albert; GÖHLE Silke: Vegetationskundliche und standörtliche Untersuchungen nordostbayerischer Waldmäntel.
- SCHALL Burkhard: Die Vegetation der Waldwege und ihre Korrelation zu den Waldgesellschaften in verschiedenen Landschaften Süddeutschlands mit einigen Vorschlägen zur Anlage und Pflege von Waldwegen.
- ULLMANN Isolde; HEINDL Bärbel; FLECKENSTEIN Martina; MENGLING Ingrid: Die straßenbegleitende Vegetation des mainfränkischen Wärmegebietes.
- KORN Horst; PITZKE Christine: Stellen Straßen eine Ausbreitungsbarriere für Kleinsäuger dar?
- RANFT Helmut: Auswirkungen des Luftsportes auf die Vogelwelt und die sich daraus ergebenden Forderungen.
- FUCHS Karl; KRIGLSTEIN Gert: Gefährdete Amphibienarten in Nordostbayern.
- TRAUTNER Jürgen; BRUNS Dierich: Tierökologische Grundlagen zur Entwicklung von Steinbrüchen.
- HEBAUER Franz: Gesichtspunkte der ökologischen Zuordnung aquatischer Insekten zu den Sukzessionsstufen der Gewässer.
- DORNBUSCH Max: Bestandsentwicklung und aktueller Status des Elbebibbers.
- WITTMANN Helmut; TÜRK Roman: Immissionsbedingte Flechtzonen im Bundesland Salzburg und ihre Beziehungen zum Problemkreis »Waldsterben«.
- DEIXLER Wolfgang: Die gemeindliche Landschaftsplanung und die landschaftspflegerische Begleitplanung als Fachplanung für Naturschutz und Landschaftspflege.
- KUFELD Walter: Geographisch-planungsrelevante Untersuchungen am Aubachsystem (südlich von Regensburg) als Grundlage eines Bachsanierungskonzeptes.
- KRAUS Werner: Rechtsvorschriften und Verfahrensbeilegung von Naturschutz und Landschaftspflege bei der Wasservirtschaft.
- ZIELONKOWSKI Wolfgang: Gedenken an Professor Dr. Hermann Merxmüller.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.

Heft 13/1989

- MÜLLER Johannes: Landschaftsökologische und -ästhetische Funktionen von Hecken und deren Flächenbedarf in süddeutschen Intensiv-Agrarlandschaften.
- MUHLE Hermann; POSCHLOD Peter: Konzept eines Dauerbeobachtungsflächenprogramms für Kryptogamengesellschaften.
- MATTHEIS Anna; OTTE Anette: Die Vegetation der Bahnhöfe im Raum München – Mühlhof – Rosenheim.
- SCHAUMBURG Jochen: Zur Ökologie von Sticheling *Gasterosteus aculeatus* L., Bitterling *Rhodeus sericeus amarus* Bloch 1782 und Molerlieschen *Leucaspis delineatus* (Heckel 1843) – drei bestandsbedrohten, einheimischen Kleinfischarten.
- REICHHOLF-RIEHM Helgard: Kleinflächige Vogelbestandsaufnahmen im Auwald an der unteren Isar als Mittel zur Beweissicherung: Ergebnisse und Probleme.
- REISSENWEBER Frank: Veränderungen des Brutbestandes ausgewählter Vogelarten (1965–1989) der »Glender Wiesen« (Stadt Coburg, Oberfranken) in Abhängigkeit vom Strukturwandel in der Landwirtschaft – Bedeutung des Gebietes für den Artenschutz heute.
- RICHARZ Klaus: Erfolgreiche Umsiedelung einer Wochenstubenkolonie der Kleinen Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros*) – Zum aktuellen Status der Art in Bayern.
- KRUG Bettina: Wie stark sind unsere einheimischen Fledermäuse mit chlorierten Kohlenwasserstoff-Pestiziden belastet?
- KADLUBOWSKA Johanna; MICHLER Günther: Paläökologische Untersuchungen an Sedimentkernen aus dem Rachelsee (Bayerischer Wald).
- MAHN Detlef; FISCHLER Anton: Die Bedeutung der Biologischen Landwirtschaft für den Naturschutz im Grünland.
- HUNDSDORFER Martin: Durchführung von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege.
- HEISS Rainer; RITSCHEL-KANDEL Gabriele: Überlegungen zu einer Zielkonzeption des Naturschutzes für das NSG »Grainberg-Kolbenstein« und Umgebung (Raum Karlstadt, Lkr. Main-Spessart).
- STÖCKLEIN Bernd: Probleme des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der Region 13 – Landshut.
- SCHULTE Heinz: Die Gewässer der Region 13 – Landshut und ihre Probleme.

FORTSETZUNG: Heft 13/1989

- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Naturverständnis und Naturschutz – ein erzieherisches Problem.
- Veranstaltungsspiegel der ANL im Jahr 1988 mit den Ergebnissen der Seminare. Forschungstätigkeit der ANL.

Heft 14/1990

- ERBRICH Paul SJ: Natur- und Umwelterziehung als Aspekte des Religionsunterrichts – Philosophische Grundüberlegungen zum Thema.
- GOTTSTEIN Klaus: Zukunftsperspektiven der Industriegesellschaft.
- MANULAT Bernd M.: Die versuchte Landkarte! Das »grenzenlose« Versagen der internationalen Umweltpolitik? Eine Beurteilung aus politikwissenschaftlicher Sicht.
- SCHULZ Wolfgang: Heutiges Naturverständnis: Zwischen Rousseauscher Naturromantik und Marlboro-Abenteuer.
- KNAUER Norber: Produktionslandschaften und Protektionslandschaften im Jahre 2050.
- BLÄTTLER Regine; BAUMHAUER Roland; HAGEDORN Horst: Naturkatastrophen – Unwetterereignisse 1987 und 1988 im Stubaital.
- Forschungskonzept der ANL.
- JANSEN Anke: Transektkartierung der potentiellen natürlichen Vegetation in Bayern – Erläuterungen zur Arbeitsmethodik, zum Stand der Bearbeitung und zur Anwendung der Ergebnisse.
- MÜHLENBERG Michael: Langzeitbeobachtungen für Naturschutz – Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren.
- SCHNEIDER Katrin: Floristische Untersuchungen des Siedlungsgrüns in vier Dörfern des Kreises Neustrelitz (Mecklenburg).
- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Die aquatische Makroinvertebratenfauna des Mündungsgebietes des Lech und der Auen der Donau von der Lechmündung bis Manching (Bayern).
- BRÄU Elisabeth: Libellenvorkommen an Stillgewässern: Abhängigkeit der Artenzahl von Größe und Struktur.
- LENZ Edmund; ZIMMERMANN Michael: Die Jugendsterblichkeit beim Weißstorch.
- SEMMLER Martina: Nestlingsverluste beim Weißstorch – Darstellung der Probleme aus der Sicht des LBV.
- WASSMANN Ralf: Der Pirol – Zur Biologie des »Vogel des Jahres 1990«.
- WERNER Sabine: Untersuchungen zum Vorkommen des Pirols in den Auwäldern der Salzach zwischen Freilassing und Burghausen.
- UTSCHICK Hans: Möglichkeiten des Vogelschutzes im Wirtschaftswald.
- BAIER Hermann: Die Situation der Auwälder an Bayerns Flüssen.
- REIF Albert; AULIG Günther: Neupflanzung von Hecken im Rahmen von Flurbereinigungsmaßnahmen: Ökologische Voraussetzungen, historische Entwicklung der Pflanzkonzepte sowie Entwicklung der Vegetation gepflanzter Hecken.
- Veranstaltungsspiegel der ANL im Jahr 1989 mit den Ergebnissen der Seminare. Forschungstätigkeit der ANL.

Heft 15/1991 (erscheint Ende 1991)

- WEINZIERL Hubert: Naturschutzverbände als Lobby der Umweltpolitik.
- KLEINE Hans-Dieter: Ergebnisse der Zustandserfassung aus 177 außerparalen NSG in Bayern.
- RITSCHEL-KANDEL Gabriele et al.: Die Dreigliederung des Lebensraumkomplexes Mager- und Trockenstandorte in Unterfranken.
- ACHTZIGER Roland: Zur Wanzen- und Zikadenfauna der Saumbiotop Frankens – Eine faunistische Analyse als Grundlage einer naturschutzfachlichen Einschätzung.
- WIESINGER Klaus; OTTE Annette: Extensiv genutzte Obstanlagen in der Gemeinde Neubeuern/Inn – Baumbestand, Vegetation und Fauna einer traditionellen, bäuerlichen Nutzung.
- GRAUVOGL Michael: Artenschutz von Wasserinsekten. Der Beitrag von Gartenteichen.
- BURMEISTER Ernst-Gerhard: Die Fauna aquatischer Insekten ausgewählter Kleingewässer im Isarinzugsgebiet nördlich Landshut (Niederbayern) unter Einbeziehung weiterer Makroinvertebratengruppen.
- REICHEL Dietmar: Naturschutz und Teichwirtschaft im Spannungsfeld.
- SCHOLL Günter: Die Bedeutung naturnaher Teiche für die Tierwelt.
- GELDHAUSER Franz: Die ökonomische Situation der Teichwirtschaft heute.
- JODL Otto: Teichwirtschaft und Naturschutz – Lösungsansätze und Perspektiven aus der Sicht der Naturschutzbehörde.

FORTSETZUNG: Heft 15/1991

- KLUPP R.: Fischereilicher Artenschutz in der Praxis der Fischereifachberatung.
- KRAMER Stefan: Die Situation des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in Bayern – Bestandentwicklung, Populationsökologie, Schutzkonzept.
- FLECKENSTEIN Kurt; RHIEM Walter: Waldüberspannung versus Walddurchquerung – Ökologische und landschaftspflegerische Aspekte im Freileitungsbau.
- FLECKENSTEIN Kurt; RHIEM Walter: Verfahren zur Bestimmung von Ausgleichsleistungen nach dem Naturschutzgesetz bei der Realisierung von Hochspannungsfremdleitungen unterschiedlicher Spannungsebenen.
- SCHREINER Johann; ZWECKL Johann: Die ökologische Lehr- und Forschungsstation der ANL in Laufen-Sträß.
- Forschung an der ANL.
- Veranstaltungsspiegel der ANL.

Beihfte zu den Berichten

Beihfte erscheinen in unregelmäßiger Folge und beinhalten die Bearbeitung eines Themenbereichs.

Beihft 1

HERINGER, J.K.: Die Eigenart der Berchtesgadener Landschaft – ihre Sicherung und Pflege aus landschaftsökologischer Sicht, unter besonderer Berücksichtigung des Siedlungswesens und Fremdenverkehrs. 1981. 128 S. mit 129 Fotos. DM 17,-

- Überblick über den Landschaftsraum Berchtesgadener Land.
- Überblick über die landschaftlich bedeutsamen Teilbereiche Berchtesgadener Geschichte.
- Beurteilungs- und Wertungsmaßstab für landschaftliche Eigenart.
- Eigenartsträger – Wertung, Sicherung und Pflege.
- Fremdenverkehr – Verderben oder Chance für landschaftliche Eigenart.

Beihft 2

Pflanzen- und tierökologische Untersuchungen zur BAB 90 Wolnzach-Regensburg. Teilschnitt Elsendorf-Saalhaupt. 71 S., Abb., Ktn., 19 Farfotos. DM 23,-

- KRAUSS, Heinrich: Zusammenfassende Aussagen zum Gesamtvorhaben. Einzelbeiträge der Gutachter:
- KIMMERL, Hans: Vergleichende Untersuchungen von Gehölzstrukturen.
- MADER, Hans-Joachim: Tierökologische Untersuchungen.
- HEIGL, Franz und SCHLEMMER, Richard: Ornithologische Untersuchungen.
- SCHOLL, Günter: Untersuchungen zum Vorkommen der Amphibien mit Vorschlägen für Erhaltungs- und Ausgleichsmaßnahmen.
- STUBBEMANN, Hans Nikolaus: Arachnologische Untersuchungen.
- Bestandsaufnahmen und Beobachtungsflächen anlässlich von Trassenbegehungen am 7. und 8.8.1979:
- ZIELONKOWSKI, Wolfgang: Vegetationskundliche Bestandsaufnahmen.
- Zoologische Beobachtungen.

Beihft 3

SCHULZE, E.-D. et al.: Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. = Beihft 3, T. 1 zu den Berichten der ANL. DM 37,-

Gegenstand und Umfang des Forschungsauftrags - Sträucher in der natürlichen und anthropogen beeinflussten Vegetation Mitteleuropas Kohlenstoffhaushalt, Wachstum und Wuchsform von Holzgewächsen im Konkurrenzgefüge eines Heckenstandortes, Diss. von Manfred Küppers Die Ökologie wichtiger Holzarten der Hecken Die Beziehung von Hecken und Ackerrainen zu ihrem Umland Die Bewertung der nordbayerischen Hecken aus botanischer Sicht Autoren: Ernst-Detlef Schulze, Albert Reif unter Mitarbeit von Christoph Knop und Katharina Zahner.

ZWÖLFER, H. et al.: Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. = Beihft 3, T. 2 zu den Berichten der ANL. DM 36,-

Ziele und Grundlagen der Arbeit Wissenschaftliche Ergebnisse Schlußfolgerungen für die Praxis der Landschaftspflege und für den integrierten Pflanzenschutz Kontakte zu anderen Institutionen - Ergebnisse des Klopffeld-Programmes Zur Phänologie ausgewählter Arthropodengruppen der Hecke Die Erfassung von Lepidopteren-Larven an Schlehe und Weißdorn Einfluß des Alters auf die räumliche Verteilung von Weißdornbüschen auf Phytophage und ihre Parasiten - Einfluß von Alter und räumlicher Verteilung von Wildrosen auf den Wicker *Notocelia roborana* D.&S. und seine Parasiten Zur Populationsökologie einiger Insekten auf Wildrosen -

FORTSETZUNG: Beiheft 3

Untersuchungen zum Verhalten, zur Biologie und zur Populationsdynamik von *Yponomeuta padellus* auf der Schlehe Faunistisch-ökologische Analyse ausgewählter Arthropoden-Gruppen Untersuchungen zum Brutvogelbestand verschiedener Heckengebiete – Wildspurendichte und Wildverbiß im Heckenbereich Analyse des Blatt-Biomasse-Konsums an Schlehe, Weißdorn und Wildrose durch photophage Insekten Begründung der Bewertungszahlen für Heckengehölzarten Aus Kleinschmetterlingen in Hecken gezogene Parasitoidenarten (Tabellen) Heckenpflanzen als Wirte landwirtschaftlicher Schadorganismen (Tabellen) Autoren: Helmut Zwölfer, Gerhard Bauer, Gerd Heusinger u.a.

Beiheft 4

ZALHEIMER, W.: Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte – Allgemeiner Teil einer Studie zur Gefäßpflanzenflora und ihrer Gefährdung im Jungmoränengebiet des Inn-Vorland-Gletscher (Oberbayern). 143 S., 97 Abb. und Hilfskärtchen, zahlr. Tab., mehrere SW-Fotos. DM 21,-

- Floristische Kartierungsprojekte aus der Perspektive des praktischen Artenschutzes Erfassung der Bestandesgröße Erfassung der Pflanzenmenge Verteilungsaspekte (Verteilungsfläche) Floristische Geländearbeit Flächendeckende floristische Bestandsaufnahme Biopkartierung Alternative Dokumentationsweise botanisch wertvoller Flächen Floristische Bestandeskarten (Bestandesgrößens-Rasterkarte mit Strichliste, Bestandes-Punkt-Karten) Das Ringsegment-Verfahren zur numerischen Bewertung der subregionalen Artenschutzrelevanz artgleicher Population »Lokalisationswert« Bewertungskomponenten Fundortlage im Areal und subregionale Arealgröße Gebrauch von Ringsegment-Schablonen Bestandesgrößenfaktoren und Bestandesgrößensklassen »Umfeldbezogener Bestandeswert« EDV-gemäße Variante des Ringsegmentverfahrens Konstruktion minimaler Stützpunkt-Verbandssysteme für artenschutzrelevante Pflanzen Vergleichende numerische Bewertung von Beständen verschiedener Taxa nach den überregionalen, regionalen und subregionalen Verhältnissen Bewertung der Gefährdung nach Roten Landeslisten Ergänzungskriterium Anleitung zur Ermittlung des »Regionaler Gefährdungswert« »Populationspezifischer Artenschutzwert« Bezugsquadrat-Verfahren zur numerischen Bewertung von Sippen und Pflanzenbeständen nach der lokalen Artenschutzrelevanz »Lokale Gefährdungszahl« EDV-gemäßes Bewertungsverfahren für Pflanzenbestände Anmerkungen zur Behandlung vegetationskundlicher Aspekte bei naturschutzorientierten Gebietsbewertungen Floristische Sachverhalte Pflanzengesellschafts-Ebene Vegetationskomplexe Zusammenfassung Literatur Anhang (Arbeitsbegriffe, Verbreitungs- bzw. Bestandeskarten).

Beiheft 5

ENGELHARDT, W.; OBERGRUBER, R. und REICHHOLF, J.: Lebensbedingungen des europäischen Feldhasen (*Lepus europaeus*) in der Kulturlandschaft und ihre Wirkungen auf Physiologie und Verhalten. DM 28,-

- Organisation und Grundlagen des Forschungsauftrages · Forschungsziel Forschungsmethoden Forschungsgebiete Projektergebnisse Rückstandsanalysen Mageninhalsanalysen Freilandbeobachtungen Auswertung bayrischer Jagdstrecken-Statistiken Straßenverkehrsverluste Populationsdynamik Interpretation der Ergebnisse Regionale und überregionale Bestandessentwicklung Populationsökologisches Modell Relative Wirkung der Einzelfaktoren Prognosen und Vorschläge · Anhang: Tabellen, Karten, Literaturangaben Autoren: Prof. Dr. Wolfgang Engelhardt, Roland Obergruber, Dr. Josef Reichholf.

Beiheft 6

MELZER, A., MICHLER, G. et al.: Ökologische Untersuchungen an südbayerischen Seen. 171 S., 68 Verbreitungskärtchen, 46 Graphiken, zahlr. Tab. DM 20,-

- MELZER Arnulf, HARLACHER Raimund und VOGT Elise: Verbreitung und Ökologie makrophytischer Wasserpflanzen in 50 bayerischen Seen.
- MICHLER Günther: Temperatur- und Sauerstoffmessungen an 32 südbayerischen Seen zur Zeit der Homothermiephase im Frühjahr 1984 und zur Sommerstagnation im August 1984.
- Glossar (4 S.).

Beiheft 7 (in Vorbereitung)

FOECKLER Francis: Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraumes Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. 149 S., 58 Verbreitungskärtchen, zahlr. Tab. u. Graphiken, 13 Farbfotos. DM 27,-

- Einleitung Methodik · Das Untersuchungsgebiet · Ergebnisse: Biotopbeschreibung Die Wassermolluskenarten Wassermolluskengesellschaften als »Bewertungskriterium« von Augewässern ökologische Modelle Malakologische Gewässertypisierung und Bewertung Diskussion:

FORTSETZUNG: Beiheft 7

Wassermolluskengesellschaften als Bioindikatoren und Methodenkritik. Die malakologische Gewässertypisierung. Die Rekonstruktion und Verfolgung von Sukzessionen im evolutiven Prozeß mit Wassermolluskengesellschaften und die Bewertung von Augewässern · Perspektiven · Zusammenfassung · Literaturverzeichnis · Anhang: Systematisches Verzeichnis der nachgewiesenen Wassermolluskenarten. Verbreitungskarten der nachgewiesenen Wassermolluskenarten · Liste der Abkürzungen

Beiheft 8 (in Vorbereitung)

PASSARGE, Harro: Avizozosen in Mitteleuropa. 128 S., 15 Verbreitungskarten, 38 Tab., Register der Arten und Zönosen. DM 18,-

- A: Zur Einführung · B: Avizozosen der Kleinvögel: Pieper-Lerchen-Gemeinschaften; Rohrammer-Rohrsäger-Gem., Würger-Grasmücken-Gem., Meisen-Buchfinken-Gem.; Rotschwanz-Sperling-Gem., Segler-Schwalben-Gem.; C: Avizozosen größerer Vögel: Entenartige Schwimmvogel-Gem., Seeschwalben-Möwen-Gem., Schnepfen-Kiebitz-Gem., Storch-Reiher-Gem., Kuckuck-Tauben-Gem., Specht-Gem., Krähenvogel-Gem., Greifvogel-Gem., Eulen-Gem.; D: Zusammenfassende Darstellung und Ausblick: Avizozökologische Mosaikkomplexe Syntaxonomische Übersicht. Angewandte Avizozologie. E: Registerteil: Literatur. Erläuterung deutscher Vogelnamen-kürzel. Abbildungen (Verbreitungskarten). Verzeichnis der Art- und Gemeinschaftsnamen.

Laufener Seminarbeiträge (Tagungsberichte)

Zu ausgewählten Seminaren werden Tagungsberichte erstellt. In den jeweiligen Tagungsberichten sind die ungekürzten Vorträge eines Fach- bzw. wissenschaftlichen Seminars abgedruckt. Diese Tagungsberichte sind ab 1/82 in »Laufener Seminarbeiträge« umbenannt worden.

- 2/78 Begründungsmaßnahmen im Gebirge. (vergriffen)
- 3/79 Seenforschung in Bayern. (vergriffen)
- 4/79 Chance für den Artenschutz in Freilichtmuseen. (vergriffen)
- 5/79 Ist Pflege der Landschaft erforderlich? (vergriffen)
- 6/79 Weinberg-Flurbereinigung und Naturschutz. DM 8,-
- 7/79 Wildtierhaltung in Gehegen. DM 6,-
- 1/80 Tierökologische Aspekte im Siedlungsbereich (vergriffen)
- 2/80 Landschaftsplanung in der Stadtentwicklung, in dt. und engl. Ausgabe. DM 9,- / 11,-
- 3/80 Die Region Untermain – Region 1 – Die Region Würzburg – Region 2 – DM 12,-
- 4/80 Naturschutz und Recht (vergriffen)
- 5/80 Ausbringung von Wildpflanzen. DM 12,-
- 6/80 Baggerseen und Naturschutz. (vergriffen)
- 7/80 Geoökologie und Landschaft. (vergriffen)
- 8/80 Freileitungsbau und Belastung der Landschaft. (vergriffen)
- 9/80 Ökologie und Umwelthygiene. DM 15,-
- 1/81 Stadtökologie. (vergriffen)
- 2/81 Theologie und Naturschutz. DM 5,-
- 3/81 Greifvögel und Naturschutz. DM 7,-
- 4/81 Fischerei und Naturschutz. (vergriffen)
- 5/81 Fließgewässer in Bayern. (vergriffen)
- 6/81 Aspekte der Moornutzung. (vergriffen)
- 7/81 Beurteilung des Landschaftsbildes. (vergriffen)
- 8/81 Naturschutz im Zeichen knapper Staatshaushalte DM 5,-
- 9/81 Zoologischer Artenschutz. DM 10,-
- 10/81 Naturschutz und Landwirtschaft. (vergriffen)
- 11/81 Die Zukunft der Salzach. DM 8,-
- 12/81 Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten. (vergriffen)
- 13/81 Seminarergebnisse der Jahre 76-81. DM 10,-
- 1/82 Der Mensch und seine städtische Umwelt – humanökologische Aspekte. (vergriffen)
- 2/82 Immissionsbelastungen ländlicher Ökosysteme. (vergriffen)
- 3/82 Bodennutzung und Naturschutz. DM 8,-
- 4/82 Walderschließungsplanung. DM 9,-
- 5/82 Feldhecken und Feldgehölze. DM 25,-
- 6/82 Schutz von Trockenbiotopen – Buckelfluren. DM 9,-
- 7/82 Geowissenschaftliche Beiträge zum Naturschutz. DM 13,-
- 8/82 Forstwirtschaft unter Beachtung forstlicher Ziele und der Naturschutzgesetzgebung. (vergriffen)
- 9/82 Waldweide und Naturschutz. (vergriffen)
- 1/83 Dorfökologie – Das Dorf als Lebensraum/ + 1/84 Dorf und Landschaft. Sammelbd. DM 15,-
- 2/83 Naturschutz und Gesellschaft. DM 8,-
- 3/83 Kinder begreifen Natur. DM 10,-
- 4/83 Erholung und Artenschutz. DM 16,-
- 5/83 Marktwirtschaft und Ökologie. (vergriffen)
- 6/83 Schutz von Trockenbiotopen – Trockenrasen, Triften und Hutungen. DM 9,-
- 7/83 Ausgewählte Referate zum Artenschutz. DM 14,-
- 8/83 Naturschutz als Ware – Nachfrage durch Angebot und Werbung. DM 14,-
- 9/83 Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt. DM 11,-
- 1/84 siehe 1/83
- 2/84 Ökologie alpiner Seen. DM 14,-

- 3/84 Die Region 8 – Westmittelfranken. DM 15,-
- 4/84 Landschaftspflegliche Almwirtschaft. DM 12,-
- 5/84 Schutz von Trockenbiotopen – Trockenstandorte aus zweiter Hand. DM 8,-
- 6/84 Naturnaher Ausbau von Grünanlagen. DM 9,-
- 7/84 Inselökologie – Anwendung in der Planung des ländlichen Raumes. DM 16,-
- 1/85 Rechts- und Verwaltungsaspekte der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung. DM 11,-
- 2/85 Wasserbau – Entscheidung zwischen Natur und Korrektur. DM 10,-
- 3/85 Die Zukunft der ostbayerischen Donaulandschaft. DM 19,-
- 4/85 Naturschutz und Volksmusik. DM 10,-
- 1/86 Seminarergebnisse der Jahre 81–85. DM 7,-
- 2/86 Elemente der Steuerung und der Regulation in der Pelagialbiozönose. DM 16,-
- 3/86 Die Rolle der Landschaftsschutzgebiete. DM 12,-
- 4/86 Integrierter Pflanzenbau. DM 13,-
- 5/86 Der Neuntöter – Vogel des Jahres 1985. DM 10,-
- Die Saatkrähe – Vogel des Jahres 1986. DM 10,-
- 6/86 Freileitungen und Naturschutz. DM 17,-
- 7/86 Bodenökologie. DM 17,-
- 8/86 Dorfökologie: Wasser und Gewässer. DM 16,-
- 9/86 Leistungen und Engagement von Privatpersonen im Naturschutz. DM 5,-
- 10/86 Biotopverbund in der Landschaft. DM 23,-
- 1/87 Die Rechtspflicht zur Wiedergutmachung ökologischer Schäden. DM 12,-
- 2/87 Strategien einer erfolgreichen Naturschutzpolitik. DM 12,-
- 3/87 Naturschutzpolitik und Landwirtschaft. DM 15,-
- 4/87 Naturschutz braucht Wertmaßstäbe. DM 10,-
- 5/87 Die Region 7 – Industrieregion Mittelfranken. DM 11,-
- 1/88 Landschaftspflege als Aufgabe der Landwirte und Landschaftsgärtner. DM 10,-
- 2/88 Dorfökologie: Wege und Einfriedungen. DM 15,-
- 3/88 Wirkungen von UV-B-Strahlung auf Pflanzen und Tiere. DM 13,-
- 1/89 Greifvogelschutz. DM 13,-
- 2/89 Ringvorlesung Naturschutz. DM 15,-
- 3/89 Das Braunkehlchen – Vogel des Jahres 1987. Der Wendehals – Vogel des Jahres 1988. DM 10,-
- 4/89 Hat die Natur ein Eigenrecht auf Existenz? DM 10,-
- 1/90 Einsatzmöglichkeiten der Fernerkundung in der Landschaftsökologie. DM 13,-
- 2/90 Sicherung und Schaffung von Arbeitsplätzen durch Naturschutz. DM 12,-
- 3/90 Naturschutzorientierte ökologische Forschung in der BRD. DM 11,-
- 4/90 Auswirkungen der Gewässerversauerung. DM 13,-
- 5/90 Aufgaben und Umsetzung des landschaftspflegerischen Begleitplanes. DM 10,-
- 6/90 Inhalte und Umsetzung der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP). DM 14,-
- 1/91 Umwelt/Mitwelt/Schöpfung – Kirchen und Naturschutz. DM 11,-
- 2/91 Dorfökologie: Bäume und Sträucher. DM 12,-
- 3/91 Artenschutz im Alpenraum (in Vorbereitung)
- 4/91 Erhaltung und Entwicklung von Flußauen in Europa. DM 21,-
- 5/91 Mosaik – Zyklus – Konzept. DM 9,-

Vorschau

- Dorfökologie: Gebäude, Keller und Höhlen.
- Faunistische Dauerbeobachtung im Naturschutz.
- Naturschutz, Brauchtum und Heimatpflege.
- CSFR-Symposium.
- KÖSTLER, Evelin und KROGOLL, Bärbel: Auswirkungen von anthropogenen Nutzungen im Bergland – Zum Einfluß der Schafbeweidung (Eine Literaturstudie).
- Ökologische Bilanz von Stauräumen.
- Wald oder Weideland – Zur Naturgeschichte Mitteleuropas.
- Naturfreundlicher Bildungs- und Erholungstourismus.

Sonderdrucke aus den Berichten der ANL

- »Die Stauseen am unteren Inn« aus Heft 6/82 DM 5,-
 »Natur und Landschaft im Wandel« aus Heft 10/86 DM 8,-

Informationen

Informationen 1 –
 Die Akademie stellt sich vor.
 Faltblatt, *kostenfrei*

Information 2 –
 Grundlagen des Naturschutzes.
 DM 2,-

Informationen 3 –
 Naturschutz im Garten – Tips und Anregungen zum Überdenken, Nachmachen und Weitergeben.
 DM 1,-

Information 4 –
 Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung. In Zusammenarbeit mit dem Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e. V., München.
 DM 2,-

Einzelexemplare gegen Zusendung eines adressierten und mit DM 2,- frankierten DIN A5 Umschlages kostenfrei. Ab 100 Stk. 10 % Nachlaß. (Nur Info 1-3). Info 4 gegen Rechnung.

Diaserien

- Diaserie Nr. 1
 »Feuchtgebiete in Bayern.«
 50 Kleinbilddias mit Textheft. DM
- Diaserie Nr. 2
 »Trockengebiete in Bayern.«
 50 Kleinbilddias mit Textheft. DM
- Diaserie Nr. 3
 »Naturschutz im Garten«
 60 Dias mit Textheft und Begleilkassette. DM

Plakatserie »Naturschutz«

- 3 Stück im Vierfarbdruck DIN A2 DM
 + Verpackungskostenanteil bis 15 Serien. DM

Bezugsbedingungen

1. BESTELLUNGEN

Die Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege können nur über die Akademie, Postanschrift: 8229 Laufen/Salzach, Postfach 12 61 bezogen werden. Die Bestellungen sollen eine exakte Bezeichnung des Titels enthalten. Bestellungen mit Rückgaberecht oder zur Ansicht können nicht erfüllt werden.

Bitte den Bestellungen kein Bargeld, keine Schecks und keine Briefmarken beifügen; Rechnung liegt der Lieferung jeweils bei.

Der Versand erfolgt auf Kosten und Gefahr des Bestellers. Beanstandungen wegen unrichtiger oder unvollständiger Lieferungen können nur innerhalb von 14 Tagen nach Empfang der Sendung berücksichtigt werden.

2. PREISE UND ZAHLUNGSBEDINGUNGEN

Bei Abnahme von 10 und mehr Exemplaren jeweils eines Titels wird aus Gründen der Verwaltungsvereinfachung ein Mengenrabatt von 10% gewährt.

Die Kosten für Verpackung und Porto werden in Rechnung gestellt. Die Rechnungsbeträge sind spätestens zu dem in der Rechnung genannten Termin fällig.

Die Zahlung kann nur anerkannt werden, wenn sie auf das in der Rechnung genannte Konto der Staatsoberkasse München unter Nennung des mitgeteilten Buchungskennzeichens erfolgt. Es wird empfohlen, die der Lieferung beigefügten und vorbereiteten Einzahlungsbelege zu verwenden. Bei Zahlungsverzug werden Mahnkosten erhoben und es können ggf. Verzugszinsen berechnet werden. Erfüllungsort und Gerichtsstand für beide Teile ist München. Bis zur endgültigen Vertragserfüllung behält sich die ANL das Eigentumsrecht an den gelieferten Veröffentlichungen vor.

3. SCHUTZBESTIMMUNGEN

Die Herstellung von Vervielfältigungen – auch auszuweise – aus den Veröffentlichungen der Bayerisch Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichung bedürfen der schriftlichen Genehmigung unseres Hauses

