

Department für Ökologie
Fachgebiet für Limnologie

Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern.

Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

Petra Meilinger

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung,
Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des
akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer

Prüfer der Dissertation: 1. Univ.-Prof. Dr. Arnulf Melzer
2. Univ.-Prof. Dr. Wilfried Huber

Die Dissertation wurde am 27.05.2003 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 13.08.2003 angenommen.

*Wenn wir die Natur auf das reduzieren, was wir verstanden haben,
sind wir nicht überlebensfähig.*

Hans-Peter Dürr

1	Einleitung.....	1
2	Die Wasserrahmenrichtlinie.....	3
3	Makrophyten in Fließgewässern.....	5
3.1	Definitionen.....	5
3.2	Fließgewässer als Habitate für Makrophyten.....	6
3.2.1	Physikalisch-morphologische Faktoren.....	6
3.2.2	Physikalisch-chemische Faktoren.....	7
3.2.3	Biologische Faktoren.....	9
3.3	Anpassungen von Makrophyten an ihren Lebensraum.....	9
3.4	Funktionen von Makrophyten im Fließgewässer.....	10
3.5	Reaktionen von Makrophyten auf anthropogene Degradation.....	11
3.6	Makrophyten als Bioindikatoren.....	13
4	Material und Methoden.....	14
4.1	Freilandarbeiten.....	14
4.2	Datenaufbereitung.....	18
4.3	Auswertung und Statistik.....	20
4.4	Ermittlung der Referenzstellen.....	23
5	Das Untersuchungsgebiet.....	25
6	Entwicklung einer Makrophyten-Typologie für Fließgewässer.....	29
6.1	Grundlagen.....	29
6.2	Die Makrophyten-Typologie.....	34
6.3	Charakterisierung der Fließgewässer-Typen.....	38
6.3.1	(Mittelgroße) Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflands (TN).....	40
6.3.2	Silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRS).....	41
6.3.3	Karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRK).....	42
6.3.4	Potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP) inklusive Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst).....	43
7	Entwicklung des Bewertungsverfahrens.....	44
7.1	Getrennte Betrachtung verschiedener Makrophyten-Lebensformen.....	44
7.2	Teilaspekt Helophyten.....	45
7.3	Teilaspekt Hydrophyten.....	50
7.3.1	Beschreibung des Degradationsverlaufes innerhalb eines Typs.....	50
7.3.2	Einteilung der Arten in ökologische Artengruppen.....	52
7.3.3	Berechnung des „Referenzindex“.....	54
7.3.4	Voraussetzungen für die Berechnung der Indices.....	54
7.3.5	Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen nach WRRL.....	54
7.4	Typspezifische Besonderheiten im Bewertungsverfahren.....	56

7.4.1	Karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRK)	56
7.4.2	Silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRS)	60
7.4.3	Potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP) inclusive Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst).....	68
7.4.4	(Mittelgroße) Niederungsließgewässer des Norddeutschen Tieflands (TN).....	74
8	Evaluierung des Bewertungssystems	79
8.1	Erprobung des Bewertungsverfahrens: Ergebnisse und Diskussion.....	79
8.1.1	Die Altmühl.....	80
8.1.2	Die Amper	82
8.1.3	Das System der Sempt	84
8.1.4	Referenzindex und Trophie.....	90
8.1.5	Zusammenfassende Diskussion zur Erprobung des Verfahrens	93
8.2	Diskussion des Bewertungssystems.....	95
8.2.1	Makrophyten als Bioindikatoren	95
8.2.2	Die Kartierungsmethodik.....	97
8.2.3	Die Typologie	99
8.2.4	Das Bewertungsverfahren.....	103
8.2.5	Maßnahmenvorschläge	110
8.2.6	Fazit	111
9	Zusammenfassung	113
10	Abstract.....	116
11	Literatur.....	119

Abbildung 1: Untersuchungsgebiet und Lage der Probestellen	28
Abbildung 2: Dendrogramm der überprüften Referenzstellen.....	29
Abbildung 3: ausgewählte Standortfaktoren der Fließgewässer-Typen im Vergleich	38
Abbildung 4: mittlere Substratanteile in den Fließgewässer-Typen	39
Abbildung 5: Wuchsformenspektren der Fließgewässer-Typen.....	39
Abbildung 6: Typ TN: Pfefferfließ westlich Stangenhagen (Probestelle Nr. 25, Brandenburg).....	40
Abbildung 7: Typ MRS: Schwarzbach Höhe Jagdschlösschen (Probestelle Nr. 33, Bayern)	41
Abbildung 8: Typ MRK: Würm bei Mühlital (Probestelle Nr. 223, Bayern).....	42
Abbildung 9: Typ MPG: Innerer Rhein, Niederhausen (Probest. Nr. 881, Baden-Württemberg)..	43
Abbildung 10: Fließgewässer-Typ TN, CCA-Scatterplot (Probestellen).....	46
Abbildung 11: Fließgewässer-Typ TN, CCA-Scatterplot (Arten)	46
Abbildung 12 (links): Zusammenhang zwischen Helophytenantaxazahl und Strömungsdiversität (Typ MRS).....	47
Abbildung 13 (rechts): Zusammenhang zwischen Helophytenantaxazahl und prozentualem Uferverbau (Typ MRS).....	47
Abbildung 14 (links): Zusammenhang zwischen Helophytenantaxazahl und prozentualem Uferverbau (Typ MP(G); alle Probestellen).....	48
Abbildung 15 (rechts): Zusammenhang zwischen Helophytenantaxazahl und prozentualem Uferverbau (Typ MP(G), Probestellen ohne starke Beschattung und Wald am Ufer)	48
Abbildung 16: Vegetationsökologische Tabelle zu Fließgewässer-Typ MRK	51
Abbildung 17: Schematisierte Verteilung der Artengruppen auf die Probestellen innerhalb eines Typs	53
Abbildung 18: Schema für die Einteilung der Indexwerte (Pflanzenmengen Submerse, Typ MRK)	59
Abbildung 19: Schema für die Einteilung der Indexwerte (Pflanzenmengen Moose, Typ MRS, <i>kursiv</i> : Index nicht gesichert).....	65
Abbildung 20: Schema für die Einteilung der Indexwerte (Pflanzenmengen submerse Phanerogamen, Typ MRS)	66
Abbildung 21: Schema für die Einteilung der Indexwerte (Pflanzenmengen Typ MP(G)).....	70
Abbildung 22: Schema für die Einteilung der Indexwerte (Pflanzenmengen Typ TN, Referenzstellen blau hervorgehoben)	77
Abbildung 23: Verteilung der ökologischen Qualitätsklassen in der Altmühl (Referenzindex ungesichert: ,*')	80
Abbildung 24: Verteilung der ökologischen Qualitätsklassen in den untersuchten Amperabschnitten	83
Abbildung 25: Die Fließgewässer des Semptsystems. Dargestellt sind die ökologischen Qualitätsklassen (,*': RI nicht gesichert) anhand der Summen der Abschnittslängen.	86
Abbildung 26: Darstellung der Bewertungsergebnisse an Sempt und Forstinninger Sempt im Längsverlauf	87

Abbildung 27: Ökologische Qualitätsklassen an der Sempt. Bewertung der potamalen Abschnitte nach Untertyp MPG (Grundwassereinfluss; *': RI nicht gesichert)	89
Abbildung 28: Beziehung zwischen RI und TIM	91

Tabelle 1: Beschattungsskala nach Wörlein (1992)	15
Tabelle 2: Fließgeschwindigkeitsskala nach BLfW (1995)	15
Tabelle 3: Pflanzenmengenskala nach Kohler (1978)	17
Tabelle 4: Vitalität, veränd. nach Braun-Blanquet (1964)	18
Tabelle 5: Soziabilität, veränd. nach Braun-Blanquet (1964)	18
Tabelle 6: vereinfachte Wuchsformenskala (verändert nach Wiegleb 1991)	19
Tabelle 7: Makrophyten-Typologie für Fließgewässer; grau unterlegt: Fließgewässer-Typen, die ins Bewertungssystem aufgenommen wurden (vgl. Kapitel 7)	34
Tabelle 8: Makrophyten-Typologie für Fließgewässer: Bestimmungsschlüssel zur Einordnung der Probestellen	36
Tabelle 9: Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MRK)	57
Tabelle 10: Artengruppen Typ MRK, teilweise ergänzt (*); Gattungen mit „sp.“ sind ohne übrige eingestufte Arten zu verstehen	58
Tabelle 11: Moos-Artengruppen (Typ MRS); teilweise ergänzt (*), Gattungen mit „sp.“ sind ohne übrige eingestufte Arten zu verstehen	62
Tabelle 12: Artengruppen submerse Phanerogamen (Typ MRS), teilweise ergänzt (*), Gattungen mit „sp.“ sind ohne übrige eingestufte Arten zu verstehen.	63
Tabelle 13: Zuordnung der Indexwerte zu den ökol. Zustandsklassen (Typ MRS, Moose)	66
Tabelle 14: Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MRS, Phanerogamen)	67
Tabelle 15: Artengruppen Submerse (Typ MP incl. MPG), teilweise ergänzt (*), Gattungen mit „sp.“ sind exclusive der eingestuften Arten zu verstehen.	69
Tabelle 16: Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MP)	73
Tabelle 17: Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MPG)	73
Tabelle 18: Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ TN)	76
Tabelle 19: Artengruppen Submerse (Typ TN), teilweise ergänzt (*), Gattungsnamen mit „sp.“ sind exclusive eingestufte Arten zu verstehen	78
Tabelle 20: Saprobielle und trophische Qualität der Sempt und ihrer Zuflüsse (nach Dinzinger 1999, Schneider 2000)	86
Tabelle 21: Einteilung der TIM-Werte in Trophiestufen (Schneider 2000)	90
Tabelle 22: Makrophyten-Typologie für Fließgewässer	113
Table 23: Macrophyte-typology for rivers	116

1 Einleitung

Wasser übt auf den Menschen und seine Umwelt vielfältige Einflüsse aus. Als Nahrungsmittel ist es von herausragender Bedeutung für die Existenz aller Lebewesen, aber auch die Entwicklung menschlicher Zivilisation und Kultur hängt wesentlich vom Wasser ab. Die anthropogene Nutzung des Wassers reicht von der direkten Verwendung als Trinkwasser oder zur Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen über die Entsorgung von Abwässern bis hin zu Transport, Energiegewinnung sowie technischen Prozessen. Dem gegenüber steht die Bedrohung durch Wasser als Naturgewalt. Vor allem Fließgewässer können durch katastrophale Hochwasser große Zerstörungen verursachen. Durch technische Maßnahmen werden die vom Wasser ausgehenden Gefahren teilweise gemindert. Viele anthropogene Eingriffe in den Naturhaushalt führen jedoch zu einer Belastung der Gewässer und damit direkt oder indirekt zu einer Erhöhung von Risiken.

Aus dieser umfassenden Bedeutung des Elements Wasser folgt die Notwendigkeit, die natürlichen Ressourcen zu schützen. In der nationalen sowie europäischen Gesetzgebung führte dies zu verschiedensten Ansätzen, deren wichtigste Entwicklung die am 22. Dezember 2000 verabschiedete Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaften (WRRL, EG 2000) darstellt. Sie fordert für einen effektiven Gewässerschutz die umfassende ökologische Bewertung aller Gewässer Europas. Als wesentliche Neuerung tritt dabei die Beurteilung des ökologischen Zustands mit Hilfe von biologischen Indikatoren in den Vordergrund.

Als Referenz für die in der Wasserrahmenrichtlinie vorgegebene leitbildbezogene Bewertung gilt der „sehr gute Zustand“ der Oberflächengewässer (vgl. SCHMEDTJE et al. 2001). Dieser wird in Anhang V der WRRL wie folgt definiert: „Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen. Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen an. Die typspezifischen Bedingungen und Gemeinschaften sind damit gegeben.“ Als real zu erreichendes Entwicklungsziel für alle Oberflächengewässer der Europäischen Union wird der „gute Zustand“ angestrebt, bei dem definitionsgemäß geringe Abweichungen vom Referenzzustand zulässig sind: „Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps zeigen geringe anthropogene Abweichungen an, weichen aber nur in geringem Maße von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen.“

Als wichtigste Bewertungsinstrumente für die Abweichung des Gewässerzustandes vom sehr guten Zustand gelten in der WRRL somit biologische Zeigerorganismen: Bioindikatoren. Sie werden von

ARNDT (1996) als „Organismen oder Organismengemeinschaften, die auf Schadstoffbelastungen mit Veränderungen ihrer Lebensfunktionen antworten bzw. den Schadstoff akkumulieren“ definiert. ELLENBERG (zit. in MELZER 1985) umschreibt Bioindikatoren in ähnlicher Weise als „Sippe oder Lebensgemeinschaft von Lebewesen, deren Vorkommen oder sonstiges leicht erkennbares Verhalten sich mit bestimmten Verhältnissen so eng korrelieren lassen, dass man sie als Zeiger oder quantitativen Test verwenden kann.“

Aquatische Makrophyten, also makroskopisch sichtbare emerse und untergetauchte Wasserpflanzen, sind solche Bioindikatoren und werden in der WRRL als Baustein der Gewässerflora genannt. Ihre Artenzusammensetzung und Abundanz an möglichst unbeeinflussten Referenzgewässern soll als Maßstab für eine ökologische Bewertung von Gewässerbiozönosen dienen. Eine Makrophytenbiozönose befindet sich gemäß Wasserrahmenrichtlinie im sehr guten Zustand, wenn die taxonomische Zusammensetzung vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse entspricht und keine Änderungen der durchschnittlichen makrophytischen Abundanz erkennbar sind. Der gute Zustand wird erreicht, wenn die makrophytischen Taxa in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften abweichen. Diese Abweichungen dürfen jedoch nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Algen oder Höheren Pflanzen hindeuten, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers oder Sediments in unerwünschter Weise stören würde (EG 2000, Anhang V).

Für die Bundesrepublik Deutschland existierte bislang kein den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie entsprechendes Fließgewässer-Bewertungssystem mit makrophytischen Wasserpflanzen. Ziel der vorliegenden Arbeit war daher die Entwicklung eines auf Makrophyten basierenden und flächendeckend gültigen Bioindikationsverfahrens zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im gesamten Bundesgebiet.

Den fachlichen und finanziellen Rahmen des Projektes bildete das vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (BLfW, München) koordinierte BMBF-Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos“ (Acronym: PHYLIB, SCHAUMBURG et al. 2003, i. V.). Gleichbedeutend mit einer möglichst großen wissenschaftlichen Genauigkeit stand dabei die praktische Anwendbarkeit des Verfahrens für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Vordergrund. Die wichtigsten Bestandteile des Bewertungsverfahrens bilden neben der verwendeten Methodik eine speziell auf Grundlage der Makrophytenbiozönosen entwickelte Fließgewässer-Typologie sowie ein auf Artenzusammensetzung und Abundanz basierendes Indexsystem zur Bewertung von Fließgewässern anhand ihrer Makrophytenvegetation.

2 Die Wasserrahmenrichtlinie

Die Entwicklung der Wasserrahmenrichtlinie begann 1988 mit einer Forderung des Frankfurter Ministerseminars nach einer Reform der europäischen Wasserpolitik. Der Europäische Rat gab diese Forderung 1993 an die Europäische Kommission weiter, die 1997 den Vorschlag für eine neue Richtlinie vorstellte (KEITZ & SCHMALHOLZ 2002). In einem intensiven Prozess von Änderungen, Konkretisierungen und Kompromissen wurden in Zusammenarbeit von Europäischem Rat, Europäischem Parlament und der Europäischen Kommission die endgültigen Inhalte der Richtlinie festgelegt (UBA 2003).

Am 22.12.2000 trat die „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ (Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), EG 2000) in Kraft.

Die Wasserrahmenrichtlinie ersetzt diverse Einzelrichtlinien und Rechtsakte zur europäischen Wasserpolitik und trägt somit zu einer einheitlichen Grundlage für den Gewässerschutz in Europa bei. Die in Artikel 1 festgelegten Ziele der Richtlinie umfassen die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie den Schutz und die Verbesserung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme. Eine nachhaltige, Ressourcen schonende Wassernutzung soll gefördert, der Eintrag von Schadstoffen in die Gewässer vermindert werden. Darüber hinaus wird eine Verminderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren angestrebt. Mit diesen Zielsetzungen soll eine ausreichende Wasserversorgung sichergestellt sowie die Verschmutzung des Grundwassers und der Meere reduziert werden. Als langfristiges Ziel der Richtlinie wird ein mindestens „guter ökologischer Zustand“ von fließenden und stehenden Oberflächengewässern, Küstengewässern sowie des Grundwassers angestrebt. Künstliche und stark veränderte Wasserkörper („*heavily modified waterbodies*“) werden in einem alternativen Schema nach ihrem „ökologischen Potenzial“ beurteilt. Das „Verschlechterungsverbot“ soll den derzeitigen guten oder sehr guten Zustand von Gewässern schützen.

Wesentliche Neuerung der Richtlinie ist die Betonung des ökologischen Ansatzes bei der Bewertung von Gewässern, die auf der Grundlage biologischer Kriterien erfolgen soll. Die ökologischen Qualitätsziele der WRRL gelten für die Wasserwirtschaft als rechtsverbindlich. Die Umsetzung der Direktive erfordert zudem eine länder- und staatenübergreifende Zusammenarbeit in ganz Europa, um ganzheitliche Bewirtschaftungsansätze für die jeweiligen Flussgebiete zu ermöglichen. Die Information und Beteiligung der Öffentlichkeit bildet eine wichtige zusätzlich Basis der Wasserrahmenrichtlinie (KEITZ & SCHMALHOLZ 2002).

Die Zeitvorgaben der Wasserrahmenrichtlinie sind sehr eng. Bis Ende 2003 ist die Richtlinie in nationales Recht umzusetzen. Das deutsche Wasserhaushaltsgesetz wurde bereits angepasst, die Ländergesetze werden derzeit überarbeitet (BMU 2003, LAWA 2002).

Bis Dezember 2004 muss die Bestandsaufnahme der Gewässer abgeschlossen sein. Sie beinhaltet die Beschreibung der Flussgebietseinheiten und Grundwasserkörper. Darüber hinaus muss eine Typisierung aller relevanten Oberflächengewässer nach Anhang II der Richtlinie vorgenommen werden, die typspezifischen Referenzbedingungen (Anhang V) müssen definiert werden. Die signifikanten anthropogenen Belastungen der Gewässer durch diffuse und Punktquellen, Wasserentnahmen, Abflussregulierungen, morphologische Veränderungen sowie Bodennutzungen sollen ermittelt werden. Nach Beurteilung dieser Belastungen muss festgelegt werden, bei welchen Gewässern gegebenenfalls das Ziel der mindestens guten ökologischen Qualität nicht erreicht werden kann. Diese Gewässer müssen in der Folge einer speziellen (operativen) Überwachung unterzogen werden (LAWA 2002).

Die in Art 8 sowie Anhang V der Richtlinie geforderten Überwachungsprogramme für den chemischen und ökologischen Zustand müssen ab Ende 2006 anwendungsreif sein und regelmäßig durchgeführt werden. Anhang V gibt allgemeine und spezielle Kriterien für die Bewertung mit biologischen Organismengruppen vor. Neben Makrophyten und Phytobenthos werden Phytoplankton, bentische Wirbellose und Fische als Komponenten für eine ökologische Beurteilung der Oberflächengewässer genannt.

Die überblicksweise Überwachung repräsentativer Messstellen dient dabei der Information für die Bestandsaufnahme und Beurteilung (Anhang II) sowie für die Weiterentwicklung der Überwachungsprogramme. Die Frequenz der Überblicksüberwachung beträgt für Makrophyten in Fließgewässern drei Jahre. Die operative Überwachung wird an Gewässern durchgeführt, die die erforderlichen Qualitätsziele vermutlich nicht erreichen. In besonderen Fällen wird außerdem eine Überwachung zu Ermittlungszwecken durchgeführt.

Die Ergebnisse der Bewertung sollen mittels fünf ökologischer Zustandsklassen (sehr gut – gut – mäßig – unbefriedigend – schlecht) dargestellt werden. Die ökologische Qualitätsklasse 1 (sehr gut) wird dabei anhand der Referenzbiozönose definiert.

Die Aufstellung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne muss bis Ende 2009 erfolgen. Zwischen europäischen Nachbarstaaten ist eine Interkalibrierung der Überwachungssysteme vorgesehen, um eine einheitliche Bewertung aller Gewässer innerhalb der EU zu gewährleisten. Das Qualitätsziel des mindestens guten ökologischen Gewässerzustandes muss grundsätzlich bis Ende 2015 erreicht sein (LAWA 2002).

Der Beitrag der vorliegenden Arbeit zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie besteht in der Erarbeitung eines Bewertungsinstrumentes für die biologische Teilkomponente Makrophyten in Fließgewässern. Das Verfahren dient der Überwachung und Beurteilung von verschiedenen Fließgewässertypen in der Bundesrepublik. Wichtigstes Prinzip des Bewertungssystems ist die in der Wasserrahmenrichtlinie vorgegebene Definition der Degradation als Abweichung vom Referenzzustand (Anhang V).

3 Makrophyten in Fließgewässern

Makrophytische Wasserpflanzen besiedeln verschiedenste aquatische Habitats. Besonders in Fließgewässern sind Makrophyten teils extremen Standortbedingungen ausgesetzt, die spezielle Anpassungen erfordern. Wasserpflanzen stehen zudem aktiv mit diversen Komponenten aquatischer Ökosysteme in Wechselwirkung und erfüllen vielfältige Funktionen. Aufgrund der intensiven Interaktion von Makrophyten mit ihrem Habitat sind Wasserpflanzen darüber hinaus als Indikatororganismen für verschiedenste Fragestellungen geeignet.

3.1 Definitionen

Die Bezeichnung „Makrophyten“ wird in der Limnologie für makroskopisch, d.h. ohne optische Hilfsmittel, sichtbare Wasserpflanzen verwendet. WIEGLEB (1988) fasst unter dem Begriff die Pflanzengruppen der makrophytischen Grün-, Rot- und Braunalgen, der Characeen, Laub- und Lebermoose sowie die hydrophytischen und helophytischen Gefäßpflanzen zusammen.

In der vorliegenden Arbeit wird die Gruppe der Makrophyten exklusive der meisten makrophytischen Phytobenthosalgae betrachtet. Es wurden Gefäßpflanzen, Moose sowie makrophytische grüne Algen der Ordnung Charales (Armluchteralgen) untersucht. Die Characeen unterscheiden sich in Bau und Fortpflanzungsweise von allen übrigen Algen und ähneln in Habitus und Physiologie den Höheren Pflanzen (KRAUSE 1997, LITTELFIELD & FORSBERG 1965). Sie werden daher traditionell zu den Makrophyten gestellt.

Je nach Grad ihrer Abhängigkeit vom Wasser bilden Makrophyten verschiedene Lebensformen aus (SCULTHORPE 1967, DAWSON 1988). Grundsätzlich kann zwischen frei schwimmenden Wasserpflanzen (Pleustophyten), wie z.B. *Lemna sp.* oder *Ceratophyllum sp.* und ortsfesten Pflanzen unterschieden werden. Letztere werden in verwurzelte Pflanzen (Rhizophyten) und am Substrat anhaftende Haptophyten (z.B. Moose) unterteilt. Innerhalb der Rhizophyten existieren neben den submersen Hydrophyten, die völlig untergetaucht leben (z.B. *Potamogeton pectinatus*), auch Schwimmblattpflanzen, die ihre Blätter auf der Wasseroberfläche ausbreiten (z.B. *Hydrocharis morsus-ranae*). Einige heterophylle Arten besitzen sowohl Tauch- als auch Schwimmblätter (*Nuphar lutea*, *Potamogeton natans*, *Ranunculus aquatilis*). Emers wachsende Pflanzen (Helophyten) wurzeln zwar dauerhaft im Gewässer, bilden aber den Großteil ihres Sprosses außerhalb des Wassers (z.B. *Phalaris arundinacea* oder *Lythrum salicaria*). Die Helophyten bilden oft Übergänge zu den so genannten Amphiphyten, die sowohl räumlich als auch in ihrer Anpassung ans Wasserleben zwischen den Hydro- und Helophyten stehen. Amphiphyten wie *Berula erecta* oder *Veronica anagallis-aquatica* können sowohl submers als auch emers leben.

Ähnlich der Einteilung nach Lebensform können Wasserpflanzen nach ihren Wuchsformen klassifiziert werden, wobei zwischen den beiden Systemen fließende Übergänge bestehen. Die Wuchsformen der Pflanzen werden vor allem nach äußeren Habitusmerkmalen benannt. Helophyten werden z.B. nach

grasartigem (Graminoide) und krautigem Wuchs (Herbide) unterschieden. *Potamogeton*-Arten mit feinen, grasartigen Blättern wie *P. pectinatus* werden zu den Parvopotamiden gestellt, während breitblättrige Spezies wie *P. lucens* als Magnopotamiden bezeichnet werden. Die Gruppe der Batrachiden beinhaltet dagegen heterophylle *Ranunculus*-Arten wie *R. aquatilis*. Ausführlich dargestellt werden die Wuchsformeneinteilungen für Makrophyten bei WIEGLEB (1991) und WEYER (1999).

3.2 Fließgewässer als Habitate für Makrophyten

Fließgewässer sind lineare Landschaftselemente. Sie durchfließen häufig mehrere Naturräume mit unterschiedlichen orographischen, geologischen und pedologischen Eigenschaften. Diese äußeren Faktoren üben starke Einflüsse auf die Gewässer aus.

3.2.1 Physikalisch-morphologische Faktoren

Als übergeordneter Faktor im Fließgewässer ist die Strömung anzusehen (BUTCHER 1933, AMBÜHL 1960, DAWSON 1988). Sie beeinflusst die chemisch-physikalischen Vorgänge im Gewässer und wirkt als prägende Kraft für die morphologische Gestaltung des Gewässers. Die Wasserbewegung übt somit direkte und indirekte Einflüsse auf potentiell für Makrophyten geeignete Habitate und auf die Pflanzen selbst aus.

Aufgrund dieser äußeren und inneren Einflussfaktoren auf ihre Morphologie sind Fließgewässer stärker als Seen individuell geprägt und weisen kleinräumigere Habitatstrukturen auf (WERLE 1982). Die Besiedlung mit Wasserpflanzen ist daher meist nicht kontinuierlich, sondern mosaikartig. Es existieren viele von Natur aus vegetationsfreie Stellen, die z.B. aufgrund starker Sedimentumlagerungen nicht besiedelt werden können. Auch saisonale und jährliche Veränderungen der Vegetation sind häufig. Im Unterschied zu Seen kann bei Fließgewässern daher nicht von einer unidirektionalen Sukzession gesprochen werden. Die Entwicklung der Gewässer verläuft eher periodisch und kann mit dem Begriff der „dynamischen Stabilität“ umschrieben werden (DAWSON 1988).

Die gerichtete Wasserbewegung im Fließgewässer trägt auch zur Ausbreitung von Makrophyten bei. Generativ oder vegetativ erzeugte Fortpflanzungseinheiten (z.B. Samen oder Sprossfragmente) werden in die Strömung abgegeben und können sich bei geeigneten Bedingungen stromabwärts ansiedeln.

Neben der Strömung beeinflusst auch die Wassertemperatur viele chemisch-physikalische und physiologische Vorgänge im Gewässer. Das Wärmeregime von Wasserlebensräumen unterscheidet sich dabei wesentlich von dem der Landhabitate. Die Temperaturen im Wasser weisen geringere tageszeitliche und saisonale Schwankungen auf, die Amplituden sind ausgeglichener als auf dem Land (SCULTHORPE 1967, DAWSON 1988). Bestimmend für die Temperatur in Quellen und kleineren Fließgewässern sind die Grundwassertemperaturen, die der mittleren Lufttemperatur im Jahr entsprechen und damit von geographischer Breite und Höhenlage abhängig sind (SCHWOERBEL 1999).

Bei zunehmender Lauflänge und Größe des Fließgewässers wird die Temperatur zunehmend von äußeren Faktoren (z.B. der Sonneneinstrahlung) bestimmt.

Auch die Größe von Fließgewässern stellt einen wichtigen Faktor für den Bewuchs mit Wasserpflanzen dar (DAWSON 1988, POTT & REMY 2000). Kleine Fließgewässer mit geringer Wasserführung und –tiefe werden oft v. a. von Moosen und Algen (Kryptophyten) besiedelt oder von Helophyten dominiert. Submerse Makrophyten treten hier nur selten auf. Mittlere Flüsse bieten dagegen oft ideale Voraussetzung für die Ausbildung einer vielfältigen Hydrophytenvegetation (Zone der Makrophyten i. e. S.). Mit zunehmender Tiefe und Breite gehen in großen Flüssen und Strömen die makrophytischen Wasserpflanzen zurück. Dies wird v. a. durch das geringere Lichtangebot verursacht, das am Gewässergrund und bei größeren Schwebstoffgehalten herrscht (s. u.). Die pflanzliche Biozönose wird hier hauptsächlich von Phytoplankton-Algen gebildet (Zone der Mikrophyten).

Die globalen Unterschiede in den „Generalfaktoren“ Strömung, Temperatur, Sauerstoffgehalt und Wasserführung der Fließgewässer wurden von ILLIES (1961) mit Hilfe der übergeordneten Begriffe „Rhithron“ und „Potamon“ umschrieben. Kleinere, schnell fließende Gewässer mit geringen Temperaturamplituden (und hohem Sauerstoffgehalt) werden als rhithrale Gewässer bezeichnet, potamal geprägt sind dagegen größere Gewässer mit geringerer Strömung, höherer Wasserführung und größerer Temperaturspanne.

3.2.2 Physikalisch-chemische Faktoren

Weitere wichtige Faktoren für das Makrophytenwachstum stellen die im Wasser gelösten Stoffe dar. Grundsätzlich ist in Fließgewässern die Versorgung mit essentiellen Gasen wie Kohlendioxid (CO₂) oder Sauerstoff sowie mit Nährstoffen und anderen Ionen gegenüber Stillgewässern erleichtert. Durch die Wasserbewegung werden Gase aus der Atmosphäre ins Wasser eingetragen und können sich durch die vergleichsweise niedrige Temperatur gut lösen.

Mit steigender Fließgeschwindigkeit wird darüber hinaus die Nährstoffaufnahme aus dem Wasser erleichtert (WHITFORD 1959, STEVENS & HURD 1997). Die stagnierenden Wasserschichten um die Pflanzen, in denen eine Verarmung an Nährstoffen eintritt, bieten in Fließgewässern weniger Diffusionswiderstand als in unbewegtem Wasser. Verbrauchte Nährstoffe und CO₂ werden durch die Wasserbewegung nachgeliefert. Diese Effekte wurden von RUTTNER als die „eutrophierende Wirkung der Strömung“ beschrieben (zit. in SCHWOERBEL 1999).

Wichtigster Nährstoff für die pflanzliche Biomasseproduktion im Gewässer ist das Element Phosphor. Obwohl Pflanzen für ihr Wachstum viele weitere Makro- und Mikronährstoffe benötigen, stellt Phosphat in natürlichen Gewässern meist den limitierenden Faktor für die Primärproduktion dar. Somit wirkt sich der Phosphatgehalt in Wasser und Sediment direkt auf das Wachstum der Pflanzen und damit auf die Trophie als Intensität der photoautotrophen Primärproduktion aus (SCHNEIDER 2000). Die Nährstoffsituation im Gewässer übt direkten Einfluss auf die Zusammensetzung der Makrophyten-

biozönose aus, da verschiedene Makrophytenarten unterschiedliche Ansprüche und Toleranzen gegenüber dem Nährstoffniveau in ihrem Lebensraum zeigen (vgl. SCHMEDITJE et al. 1998).

Als Ausgangsstoff für die Photosynthese besitzt Kohlendioxid die größte Bedeutung unter den gasförmigen gelösten Stoffen. CO_2 gelangt über atmosphärischen Eintrag, über das Grundwasser sowie durch die Atmungstätigkeit der Organismen ins Gewässer.

Grundsätzlich kann der Kohlenstoff für die Photosynthese aus dem im Wasser gelösten CO_2 , aber auch über das Hydrogenkarbonat (HCO_3^-) gewonnen werden. Bei aquatischen Makrophyten können verschiedene Arten der Kohlenstoffaufnahme unterschieden werden: Pflanzen des so genannten *Fontinalis*-Typs können nur das im Wasser gelöste Kohlendioxid aufnehmen. Beispiele für diesen Typ sind *Fontinalis antipyretica* und weitere Wassermoose, aber auch Blütenpflanzen wie *Potamogeton polygonifolius* und *Callitriche hamulata*. Beim *Elodea*-Typ kann dagegen sowohl das gelöste CO_2 als auch, in geringerem Maß, HCO_3^- verwertet werden. Diese Art der Kohlenstoffaufnahme findet sich bei den meisten dikotylen Blütenpflanzen, wie z.B. *Elodea canadensis* und *Myriophyllum spicatum*. Viele Grünalgen und Monokotyledonen nehmen dagegen bevorzugt das HCO_3^- auf (*Scenedesmus*-Typ; SCHWOERBEL 1999, POTT & REMY 2000).

Entscheidend für die Verfügbarkeit von Kohlenstoff und damit für das Vorkommen von Pflanzen ist der Kalkgehalt des Wassers (WEBER-OLDECOP 1977, KOHLER 1981, ARTS et al. 1990, ROBACH et al. 1996). In kalkreichen Fließgewässern wird die Verfügbarkeit von Kohlenstoff für die Photosynthese über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht geregelt. Im Wasser gelöstes CO_2 wird teilweise von Pflanzen aufgenommen, zum Großteil aber in Form von Karbonaten bzw. Hydrogenkarbonat gebunden, aus denen später Kohlenstoff für die Photosynthese nachgeliefert werden kann. In kalkarmen Gewässern, z.B. mit überwiegend silikatischem Einzugsgebiet, wird das ins Wasser eingetragene Kohlendioxid nicht an Karbonate gebunden und ist damit direkt für die Makrophyten verfügbar. Arten, die nur das gelöste CO_2 verwerten können, wie z.B. *Potamogeton polygonifolius*, sind daher oft auf kalkarme Gewässer spezialisiert. Bei hoher pflanzlicher Produktion können in silikatisch geprägten Fließgewässern jedoch aufgrund der fehlenden Nachlieferung von CO_2 aus Karbonaten Engpässe in der Kohlenstoffversorgung auftreten.

Kalkhaltige Gewässer sind darüber hinaus durch den Karbonatpuffer gegenüber Säureeinflüssen und damit verbundenen pH-Absenkungen geschützt. In kalkarmen, ungepufferten Fließgewässern können dagegen anthropogen bedingte Säureeinträge aus der Atmosphäre nicht abgefangen werden und führen zur Versauerung des Gewässers.

Die dargestellten Zusammenhänge üben wesentliche Steuerungsfunktionen auf die Makrophytenvegetation der in der vorliegenden Arbeit untersuchten kalkreichen sowie kalkarmen Fließgewässer aus.

Neben Nährstoffen und Kohlendioxid ist auch das Lichtangebot im Gewässer für das Wachstum von Makrophyten entscheidend. Kleine Fließgewässer werden häufig von außen durch Bäume oder hochwüchsige Uferpflanzen beschattet, was zu einer Limitierung des Makrophytenwachstums führt. Bei breiteren Gewässern, wo kein Kronenschluss durch Ufergehölze mehr möglich ist, trifft das Sonnenlicht je nach Exposition mehr oder weniger direkt auf die Wasseroberfläche auf. Je nach Wasserbewegung

und Wassertiefe werden unterschiedliche Anteile des Sonnenlichtes reflektiert. Durch Wasserinhaltsstoffe wie z.B. Trübstoffe, Huminstoffe oder auch Phytoplankton wird zusätzlich Licht absorbiert, und steht den submersen Pflanzen damit nicht mehr zur Verfügung.

3.2.3 Biologische Faktoren

Auch Interaktionen mit anderen Pflanzen spielen für das Wachstum von Makrophyten in Fließgewässern eine Rolle. Auf den Wasserpflanzen sessil lebende Epiphyten wie z.B. Diatomeen konkurrieren mit den Makrophyten um Licht, CO₂ und Nährstoffe (GOOS 2003). Es wird vermutet, dass Wasserpflanzen den Aufwuchs teilweise durch allelopathische Substanzen regulieren können (BURKHOLDER 1996).

Auch verschiedene Makrophytenarten können sich gegenseitig beeinflussen. Konkurrenzkräftige Arten (z.B. *Potamogeton pectinatus*) können bei für sie günstigen Bedingungen, z.B. bei einer Eutrophierung des Gewässers, andere Spezies zurückdrängen. Besonders gravierend kann sich dies auf die Makrophytenbiozönose auswirken, wenn neophytische Arten wie *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii*, *Impatiens glandulifera* oder *Reynoutria japonica* ins Gewässer einwandern (SCULTHORPE 1967, POTT & REMY 2000).

3.3 Anpassungen von Makrophyten an ihren Lebensraum

Als Folge der vielfältigen Einflüsse, die in stehenden und fließenden Gewässern auf die Pflanzen wirken, haben makrophytische Wasserpflanzen zahlreiche habituelle und physiologische Anpassungen entwickelt (SCULTHORPE 1967). Auf die (besonders für Fließgewässer-Makrophyten) wichtigsten Adaptationen wird im Folgenden kurz eingegangen.

Aufgrund der Strömung sind Makrophyten in Fließgewässern einer starken mechanischen Belastung ausgesetzt. Viele Arten haben daher spezielle Einrichtungen für eine starke Anheftung am Substrat bzw. zur Stabilisierung der Sprossorgane entwickelt. Auch eine stromlinienförmige Wuchsform unterstützt das Überleben im Fließgewässer. Bestimmte strömungstolerante (rheophile) Arten wie z.B. *Ranunculus fluitans* oder *Fontinalis antipyretica* kommen daher bei höheren Fließgeschwindigkeiten vor als limnophile Arten wie *Nuphar lutea* oder *Sagittaria sagittifolia*. Letztere treten nur in langsam fließenden Gewässern oder strömungsberuhigten Bereichen auf.

Morphologische und ökophysiologische Anpassungen der Pflanzen fördern auch die Aufnahme und den Transport von Gasen und Nährstoffen aus Wasser und Sediment. Fein zerschlitzte Unterwasserblätter erleichtern die Aufnahme von CO₂ und Nährstoffen aus dem Wasser, während bei heterophyllen Pflanzen wie *Ranunculus aquatilis* gleichzeitig Schwimmblätter eine ausreichende Lichtversorgung unterstützen können. Unterirdische Rhizome von *Phragmites australis* versorgen die untergetauchten Teile der Pflanzen mit Sauerstoff und dienen gleichzeitig der Verankerung und Ausbreitung der Pflanzen. Schwimmblattpflanzen wie *Nuphar lutea* besitzen hoch spezialisierte, auf der Wasseroberfläche schwimmende Blätter, die vielfältige Kompromisse zwischen Gasaustausch, Abgabe von

überschüssigem Wasser, Lichtabsorption und UV-Schutz ermöglichen. Ökophysiologische Anpassungen wie die Kohlenstoffaufnahme über den CAM- oder C_4 -Mechanismus bieten für einige Wasser- und Sumpfpflanzen weitere Vorteile in ihrem Lebensraum. Bestimmte Arten wie z.B. *Utricularia australis*, können durch heterotrophe Ernährung (Carnivorie) zusätzliche Nahrungsquellen erschließen. Amphiphyten können ihre Lebensweise den Anforderungen am jeweiligen Standort anpassen und sowohl submers als auch emers existieren. Auch einige hauptsächlich submers lebende Pflanzen können Landformen ausbilden, z.B. *Callitriche*- oder *Ranunculus*-Arten.

3.4 Funktionen von Makrophyten im Fließgewässer

Makrophyten üben im Ökosystem Fließgewässer zahlreiche Funktionen aus. Als Primärproduzenten interagieren sie direkt und indirekt mit den Nährstoffverhältnissen im Fließgewässer. Darüber hinaus fungieren Makrophyten als Habitat und Struktur bildende Elemente.

Wasserpflanzen sind Primärproduzenten. Sie entnehmen während ihres Wachstums anorganische Nährstoffe aus Wasser und Sediment und legen diese in ihrer Biomasse fest. Nach dem Absterben der Pflanzen werden die zuvor angereicherten Nährstoffe wieder abgegeben und können erneut in die Stoffkreisläufe im Gewässer eingebunden werden. Gleichzeitig können Makrophyten als mechanische Filter wirken, die an Partikel oder Kolloide gebundene Nährstoffe aus der fließenden Welle entfernen und dem Sediment zuführen. Auch über physiologische Vorgänge können Wasserpflanzen die Festlegung oder Mobilisierung von Stoffen im Sediment beeinflussen (BARKO & JAMES 1998). Bei der Aufnahme von CO_2 aus dem Hydrogenkarbonation (HCO_3^-) setzen sie z.B. OH^- -Ionen frei, die zu einer Erhöhung des pH-Wertes im Gewässer führen. Der pH-Wert beeinflusst wiederum zusammen mit dem Redoxpotential die Verfügbarkeit von Nähr- bzw. Schadstoffen in Gewässern (ROBACH et al. 1996, POTT & REMY 2000).

Große Bedeutung kommt aquatischen Makrophyten als Habitat für verschiedenste Fließgewässerorganismen zu. So fungieren Wasserpflanzen als Laichhilfe und Kinderstube für Fische und andere Lebewesen (z.B. Libellen). Auch adulten Fischen und Wirbellosen bieten sie Schutz vor Fraßfeinden und dienen als Strömungsrefugien (AMBÜHL 1960). Epiphytische Algen wie z.B. Diatomeen oder Mikroorganismen können Makrophyten als Substrat nutzen. Dem Aufwuchs steht dabei im Vergleich zu unbewachsenen Fließgewässerabschnitten eine vergrößerte Oberfläche zur Verfügung. Durch die Produktion von Sauerstoff während der Photosynthese verbessern die Pflanzen zusätzlich die Lebensgrundlagen für heterotrophe Fließgewässerorganismen. Makrophytische Wasserpflanzen leisten somit wichtige Beiträge zur Selbstreinigung der Fließgewässer (KÖRNER 1996, SAND-JENSEN 1998).

Makrophyten können in natürlichen Systemen auch als Nahrungsquelle dienen. Sowohl Säugetiere (z.B. der Biber) als auch benthische Wirbellose und Insekten können Wasserpflanzen konsumieren. Abgestorbene Pflanzenteile geben Nährstoffe an epiphytische Algen ab (BURKHOLDER 1996) oder

werden durch Mikroorganismen verwertet. Eine anthropogen induzierte Schädigung makrophytischer Wasserpflanzen durch eingesetzte herbivore Fische wurde in Seen nachgewiesen (DILEWSKI & SCHARF 1988). Auch der Bisam kann Schädigungen an Sumpf- und Wasserpflanzen hervorrufen. Wie stark dieser Fraßdruck das Vorkommen von Makrophyten in Fließgewässern beeinflusst, ist bisher nicht geklärt.

Als Struktur bildende Elemente interagieren makrophytische Wasserpflanzen mit der Strömung und beeinflussen so auch ihr eigenes Habitat (DAWSON 1988, BARKO & JAMES 1998). Durch Ausfilterung von Schwebstoffen aus der fließenden Welle fördern Makrophyten die Sedimentation bzw. verhindern die Resuspension und stabilisieren damit die Substrate. Der Einfluss von Makrophyten auf die Sedimentation ist jedoch abhängig von ihrer Wuchsform (SAND-JENSEN 1998): Dicht beblätterte und in kompakten Beständen auftretende Arten wie *Elodea canadensis* fördern die Akkumulation von Sedimenten. In der Welle flutende Pflanzen wie *Ranunculus peltatus* erhöhen die Sedimentation im strömungszugewandten Teil des Polsters, während sie durch ihre peitschenartigen Bewegungen auf der strömungsabgewandten Seite die Erosion fördern. Arten mit bandförmigen submersen Blättern wie *Sparganium emersum* wirken sich dagegen kaum auf Sedimentationsvorgänge aus.

3.5 Reaktionen von Makrophyten auf anthropogene Degradation

Werden die natürlichen Bedingungen im Fließgewässer durch anthropogene Einflüsse verändert, zeigen Makrophyten unterschiedliche Reaktionen. Zum einen kann sich die Artenzusammensetzung der Biozönose ändern, indem neue Arten auftreten, während andere Arten zurückgehen. Zum anderen können Makrophyten auf Degradationen mit einer Erhöhung oder Verminderung ihrer Gesamtbiomasse reagieren (KÖHLER 1975).

Durch Eingriffe in die Gewässermorphologie, wie z.B. massiven Verbau von Sohle oder Ufer werden für die Makrophytenbesiedlung geeignete Habitate im Gewässer zerstört. Dies kann den Rückgang bzw. Ausfall von Gefäßmakrophyten verursachen, während rheophile Moose u. U. gefördert werden. Mit Wasserausleitungen verbundene Absenkungen des Wasserstandes (vgl. GABEL 1993) benachteiligen hydrophytische Arten gegenüber Amphiphyten und Helophyten. Im Zuge von Begradigung und Eindeichung von Fließgewässern werden Flachwasserzonen am Gewässerrand beseitigt, die Lebensräume für Helophyten darstellen. Die Rodung von Gewässer begleitenden Gehölzen fördert dagegen das Makrophytenwachstum durch zusätzliche Sonneneinstrahlung in das Gewässer.

Mit zunehmendem technischen Ausbau von Fließgewässern werden kleinräumige Habitatstrukturen nivelliert. Nach SAND-JENSEN et al. (2000) kann die daraus resultierende strukturelle Uniformität eine Artenverarmung von Makrophytenbiozönosen nach sich ziehen.

Starken Einfluss auf die Zusammensetzung der Makrophytenvegetation besitzen auch die im Wasser gelösten Stoffe. In ungepufferten kalkarmen Gewässern (s. o.) tritt häufig durch Säureeinträge aus der

Atmosphäre eine Versauerung des Wassers ein, die nur von wenigen Makrophytenarten (v. a. Moosen) toleriert werden kann, während andere Spezies verschwinden.

Die vermutlich wichtigste anthropogene Beeinflussung von Oberflächengewässern ist jedoch in der Eutrophierung durch den Eintrag anorganischer Pflanzennährstoffe zu sehen. Vor allem durch diffuse Einträge von landwirtschaftlichen Flächen, aber auch aus veralteten Kläranlagen gelangen Phosphate und Nitrate in die Fließgewässer. Da Phosphor unter natürlichen Bedingungen in Oberflächengewässern limitierend auf das Pflanzenwachstum wirkt, werden die Makrophytenzönosen durch Phosphoreintrag zunächst gefördert. Übermäßige Eutrophierung bedingt jedoch den Rückgang sensitiver (konkurrenzschwacher) Arten zugunsten eutrophentoleranter und konkurrenzkräftiger Arten (KÖHLER 1975).

Im Extremfall kann der Gewässerquerschnitt durch starken Makrophytenbewuchs so stark verengt werden, dass aufgrund des behinderten Abflusses Hochwasser entstehen oder verstärkt werden. Diese „Verkrautung“ (JØRGA & WEISE 1981) von Fließgewässern muss oft mit hohem finanziellem Aufwand beseitigt werden. Durch unsachgemäße „Pflege“-Maßnahmen wie z.B. Mahd oder Ausbaggerung können die Probleme noch verstärkt werden, wenn robuste, schnell wachsende Pflanzen gefördert werden (RIS et al. 2000, SAND-JENSEN et al. 2000). Beispielsweise kann *Sparganium emersum* aufgrund seiner im Sediment liegenden Rhizome und basaler Meristeme nach einer Makrophytenmahd schnell wieder austreiben. Die vegetative Ausbreitung von *Elodea canadensis* über Sprossfragmente wird durch Entkrautungsmaßnahmen ebenfalls unterstützt. Im Gegensatz dazu werden störungsempfindliche, langsam wachsende Pflanzen wie breitblättrige *Potamogeton*-Arten zurückgedrängt.

Nimmt die Verschmutzung der Gewässer mit anorganischen und organischen Nährstoffen weiter zu, kann es aufgrund übermäßiger Belastung zu einer totalen Verödung der Makrophytenvegetation kommen (KÖHLER 1975).

Makrophytische Wasserpflanzen sind besonders in Fließgewässern speziellen Habitatbedingungen ausgesetzt. Als prägende Faktoren wirken neben der Strömung auch Wassertemperatur, Abflussgeschehen, Nährstoffe, Kalkgehalt und Lichtangebot auf die Makrophytenvegetation. Biologische Mechanismen üben zusätzlichen Einfluss sowohl auf die Biozönose, als auch auf die Pflanzen selbst aus, die wiederum in vielfältiger Weise mit ihrer Umgebung interagieren.

Aufgrund der dargestellten Zusammenhänge reagieren aquatische Makrophyten auf verschiedene Arten anthropogener Degradation mit Veränderungen ihrer Artenzusammensetzung und Abundanz. Sie stellen somit im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie geeignete Indikatoren für den ökologischen Zustand von Fließgewässern dar.

3.6 Makrophyten als Bioindikatoren

Durch ihre relativ lange Generationszeit, die sich je nach Art von einer Vegetationsperiode bis über mehrere Jahre erstreckt, können Makrophyten die Verhältnisse im Gewässer über lange Zeiträume hinweg indizieren (SEELE 2000). Pflanzen, die im Sediment wurzeln und ihre Sprossorgane im Freiwasser bilden, fungieren darüber hinaus als verbindende Elemente zwischen den Gewässerkompartimenten (CARIGNAN & KALFF 1980, BARKO & SMART 1981, BARKO & JAMES 1998, SCHNEIDER 2000). Makrophytische Bioindikatoren integrieren also sowohl in zeitlicher als auch räumlicher Hinsicht die ökologischen Zustände im Gewässer.

Darüber hinaus wirken sich die Einflüsse verschiedener Degradationsarten wie Eutrophierung, Versauerung und strukturelle Veränderungen auf makrophytische Biozönosen aus. Es bietet sich also die Möglichkeit, unterschiedliche ökologische Veränderungen in Gewässern sowohl einzeln, als auch in Kombination, zu indizieren. Beispiele für die Verwendung von Makrophyten für die Bioindikation werden in Kapitel 8 dargestellt.

4 Material und Methoden

Die Kartierungsmethodik wurde basierend auf umfangreichen Literaturrecherchen (SCHMEDITJE et al. 2001) sowie auf Grundlage von Expertenwissen erstellt. In Fließgewässern werden Makrophyten meist durch Begehung (KÖHLER 1978) oder vom Boot aus (WIEGLEB et al. 1992) untersucht. Im Gegensatz zur Beprobung ganzer Fließgewässer ist jedoch bei der Kartierung einzelner Probestellen an verschiedenen Gewässern der Einsatz eines Bootes nicht praktikabel. Daher wurden alle Untersuchungsabschnitte mittels Begehung kartiert.

4.1 Freilandarbeiten

Die im Projekt PHYLIB (SCHMEDITJE et al. 2001) vorgegebenen, mittels geographischer Rechts- und Hochwerte beschriebenen Untersuchungsstellen wurden auf topographischen Karten der Maßstäbe 1:25.000 bzw. 1:50.000 lokalisiert und aufgesucht (CD-Atlas 25, GISCAD 1998 & 1998a; TOP 200, BKG 1998).

Die Kartierung der Makrophytenvegetation erfolgte in der Hauptvegetationsperiode (Mitte Juni bis Mitte September) auf einem in ökologischer Hinsicht homogenen Fließgewässer-Abschnitt, dessen maximale Länge 100 m betrug. Vor allem einheitliche Verhältnisse bei Fließgeschwindigkeit und Beschattung wurden zur Abgrenzung des Abschnittes herangezogen. Darüber hinaus erforderten wechselnde Sedimentverhältnisse, gravierende Veränderungen in der Umlandnutzung (z.B. Wald/Viehweide) oder Zuflüsse (z.B. Nebenbäche, Drainagen) das Ziehen einer Abschnittsgrenze. Auch bei abrupten Veränderungen in der Zusammensetzung der Makrophytenvegetation wurden die Untersuchungsflächen begrenzt. Zusätzlich wurde bei Probestellen in der Nähe von Brücken, Wehren o. ä. darauf geachtet, dass die Kartierung oberhalb der Verbauung und damit außerhalb des direkten Einflussbereichs erfolgte.

Auf einem standardisierten Kartierprotokoll (siehe Anhang) wurden für jede Probestelle neben allgemeinen Angaben charakteristische strukturelle Merkmale wie mittlere Tiefe, Wasserstand und Trübung und die mittlere Breite aufgenommen. Die Beschattung des gesamten Abschnitts wurde mit Hilfe der fünfstufigen Beschattungsskala nach WÖRLEIN (1992, Tabelle 1) geschätzt. Die Aufnahme der Fließgeschwindigkeit erfolgte nach dem Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur des BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BLFW 1995, Tabelle 2).

Besonderheiten in Färbung und Geruch des Wassers wurden in Worten notiert. Die Substratverhältnisse an der Probestelle wurden in 5 %-Schritten in eine achtstufige Skala eingeordnet (Korngrößenverteilung nach SCHACHTSCHABEL et al. 1992), zusätzlich wurden Verbauungen und Fremdsubstrate vermerkt. Da bei großen Fließgewässern teilweise nicht bis zur Strommitte

vorgedrungen werden konnte, wurde ebenfalls festgehalten, ob die Untersuchung das ganze Fließgewässer oder nur den Uferbereich betraf.

Tabelle 1: Beschattungsskala nach WÖRLEIN (1992)

Stufe	Beschreibung	Erläuterungen
1	vollsonnig	Sonne von deren Auf- bis Untergang
2	sonnig	in der überwiegenden Zeit zw. Sonnenauf- und Sonnenuntergang, immer jedoch in den wärmsten Stunden des Tages in voller Sonne
3	absonnig	überwiegend in der Sonne, in den heißesten Stunden jedoch im Schatten
4	halbschattig	mehr als die Tageshälfte und immer während der Mittagszeit beschattet
5	schattig	voller Schatten unter Bäumen

Die im Kartierbereich vorkommenden Makrophyten wurden durch Begehung des Fließgewässers, eventuell mit Hilfe von Wathosen und Sichtkästen, untersucht. Die gesamte Breite des Fließgewässers wurde, wenn nicht anders vermerkt (s. o.), in die Untersuchung einbezogen. Es wurden Armeleuchteralgen, Moose sowie Gefäßpflanzen erfasst, die submers wachsen oder zumindest bei mittlerem Wasserstand im Gewässer wurzeln.

Bei großer Tiefe und/oder hohem Trübungsgrad wurden die Pflanzen mittels eines ausziehbaren Rechens (max. Länge = 3 m, Breite = 60 cm, Zinkenabstand ca. 2 cm) kartiert. Tiefe, unzugängliche Fließgewässer wurden vom Rand aus an nur einem Ufer untersucht, indem soweit wie möglich in den Fluss hineingewatet und der Gewässergrund sorgfältig abgereicht wurde.

Tabelle 2: Fließgeschwindigkeitsskala nach BLFW (1995)

Stufe	Beschreibung	m/s	Erläuterungen
I	nicht erkennbar fließend	< 0,03 m/s	fast stehend oder Kehrströmungen
II	träge fließend	0,03 - 0,1 m/s	Strömung sehr schwach, aber erkennbar fließend
III	langsam fließend	0,1 - 0,3 m/s	erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt
IV	schnell fließend	0,3 - 1 m/s	Strömung mit mäßiger Turbulenz
V	reißend	> 1 m/s	turbulente Wasserbewegung
VI	stürzend	> 1 m/s	äußerst turbulent, laut rauschend

Die Bestimmung einiger Gattungen, wie z.B. *Callitriche* oder *Ranunculus* kann bei einmaliger Kartierung nicht immer bis zur Artebene erfolgen, da zu ihrer genauen Determination generative Organe nötig sind, die nur zu bestimmten Zeiten ausgeprägt sind. Diese Pflanzen gingen nur mit dem Gattungsnamen (z.B. *Callitriche* sp.) in die Liste der Taxa ein. Obwohl diese Vorgehensweise nicht den optimalen wissenschaftlichen Genauigkeitsanspruch erfüllt, muss dies aus methodischen Gründen so gehandhabt werden (vgl. auch RIIS et al. 2000). Von im Kartierbereich auftretenden schwer bestimmbareren Arten (z.B. *Callitriche*, Moose) wurden Proben entnommen, die später mittels Stereo- bzw. Lichtmikroskop genauer determiniert und bei Bedarf herbarisiert wurden. Die Nomenklatur richtet sich nach CASPER & KRAUSCH (1980 & 1981).

Die Bestimmung der Moose bis zur Artebene wurde von Herrn Dr. Herrman MUHLE, Abteilung Systematische Botanik der Universität Ulm, durchgeführt. Für die Moosbestimmung muss Spezialliteratur (s. u.) herangezogen werden, die Nomenklatur folgt FREY et al. (1995).

Verwendete Bestimmungsliteratur

- CASPER & KRAUSCH (1980 & 1981)
- KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD (1990)
- KRAUSCH (1996)
- KRAUSE (1997)
- OBERDORFER (1994)
- ROTHMALER (1994 & 1994a)
- SCHMEIL (1993)

Spezielle Literatur für die Moosbestimmung

- BERTSCH, K. (1959)
- BURCK, O. (1947)
- DEMARET, F. & CASTAGNE, E. (1964)
- FRAHM, J.-P. & FREY, W. (1992)
- FREY, W.; FRAHM, J.-P.; FISCHER, E. & LOBIN, W. (1995)
- LANDWEHR, J. (1984)
- MÜLLER, K. (1957)
- NEBEL, M. & PHILIPPI, G. (Hrsg., 2000)
- NEBEL, M. & PHILIPPI, G. (Hrsg., 2001)
- NYHOLM, E. (1986)
- NYHOLM, E. (1993)
- PATON, J.A. (1999)
- PAUL, H.; MÖNKEMEYER, W. & SCHIFFNER, V. (1931)
- SCHUSTER, R.M. (1980)
- SMITH, A.J.E. (1992, 1996)
- WELCH, W.H. (1960)

Für die einzelnen Taxa wurde die Pflanzenmenge gemäß der fünfstufigen Skala nach KOHLER (1978, Tabelle 3) erhoben, die eine semiquantitative Erfassung der Abundanzen ermöglicht. Für Berechnungen, bei denen ein metrisches Skalenniveau der Messwerte erforderlich ist, wurde die ordinal skalierte Kohler-Skala über die Formel $\text{Pflanzenmenge}^3 = \text{Quantität}$ in metrische Werte umgerechnet (MELZER 1988, KOHLER & JANAUER 1995).

Tabelle 3: Pflanzenmengenskala nach Kohler (1978)

Pflanzenmenge	Beschreibung
1	sehr selten
2	selten
3	verbreitet
4	häufig
5	massenhaft

Zusätzlich wurde die Sedimentart (z.B. „kiesig-sandig“) im direkten Bereich des Pflanzenpolsters vermerkt. Es wurde notiert, ob die Pflanzen submers oder emers wuchsen. Amphiphytische Arten, die sowohl submers als auch emers im Gewässer vorkommen können (z.B. *Veronica anagallis-aquatica*) wurden gegebenenfalls zweimal in die Artliste aufgenommen. Vitalität und Soziabilität der Makrophyten wurden ebenfalls protokolliert (Tabelle 4 und Tabelle 5, nach BRAUN-BLANQUET 1964).

Zur allgemeinen Charakterisierung der Probestelle wurden die am Ufer vorkommenden dominanten Arten überblicksmäßig erfasst sowie pro Probestelle wenigstens zwei Fotografien aufgenommen. Bemerkungen zu Besonderheiten oder Auffälligkeiten an der Probestelle wurden zusätzlich festgehalten, ebenso Abweichungen des Kartierbereiches von der maximalen Länge (100m).

Eine genauere morphologische Beschreibung der Probestellen hinsichtlich Gewässersohle, Ufer und Umland erfolgte außerdem mit dem „Erhebungsbogen zur Gewässerstrukturgütekartierung gemäß Verfahrensempfehlung der LAWA 1998“ (LAWA 2000 siehe Anhang).

Bei Probestellen, an denen bereits im Sommer 1998 Makrophyten kartiert worden waren, wurden die Daten zur Gewässerstrukturgüte von den bayerischen Wasserwirtschaftsämtern für das Projekt PHYLIB nacherhoben. Vorliegende Gewässerstrukturkartierungen nach dem bayerischen „Erhebungs- und Bewertungsbogen Gewässerstruktur“ (BLFW 1995) wurden in den LAWA-Bogen übertragen, wobei nötigenfalls zusätzliche Informationen aus alten Makrophytenprotokollen mit einbezogen wurden.

Tabelle 4: Vitalität, veränd. nach BRAUN-BLANQUET (1964)

Symbol	Beschreibung
•	sehr gut entwickelt
ß	gut entwickelt
o	mäßig entwickelt
oo	schlecht entwickelt

Tabelle 5: Soziabilität, veränd. nach BRAUN-BLANQUET (1964)

Stufe	Beschreibung
I	verstreut
II	horstweise
III	kleine Flecken
IV	ausgedehnte Flecken
V	große Herden bildend
VI	Bänder bildend

4.2 Datenaufbereitung

Umfang des Datensatzes

Im Rahmen des PHYLIB-Projektes wurden in den Vegetationsperioden 2000 und 2001 Kartierungen der Gewässervegetation an 211 Fließgewässerabschnitten verschiedener Gewässertypen in ganz Deutschland durchgeführt (vgl. Kapitel 5). Davon waren 180 Probestellen durch das PHYLIB-Projekt vorgegeben, 31 Probestellen wurden zusätzlich untersucht.

30 bereits im Sommer 1998 erhobene Datensätze (Altdaten) wurden ebenfalls in die Datengrundlage einbezogen. Darüber hinaus konnten 21 Datensätze von Makrophytenkartierungen in Österreich (Kartierung: Frau Mag. K. PALL, Systema Consulting, Wien) aufgenommen werden. Die bearbeitete Datengrundlage umfasst damit Daten von 262 Probestellen an 202 Fließgewässern.

Die durchschnittliche Artenzahl pro Probestelle beträgt 6,3. An 15 Probestellen kamen keine makrophytischen Wasserpflanzen vor, die höchste Taxazahl wurde an der Probestelle Nr. 25 (Pfefferfließ westlich von Stangenhagen, Brandenburg) mit 25 erreicht. Die mittlere Makrophyten-

Gesamtquantität aller Probestellen beträgt 127, der Maximalwert mit 734 wurde an der Probestelle 2174 (Issumer Fleuth bei Haus Langendonk, Nordrhein-Westfalen) erfasst.

Datenbank

Nach Abschluss der Kartierarbeiten erfolgte die Eingabe der erhobenen Daten in eine ACCESS-Datenbank. In die Arten-Tabelle der Datenbank wurden alle auf dem Kartierprotokoll vermerkten Daten zu Pflanzenmenge, Vitalität und Soziabilität eingegeben. Zusätzlich wurde angegeben, ob die Art submers, emers oder freischwimmend bzw. als Schwimmblattpflanze vorkam. Darüber hinaus erfolgte eine Einteilung der Arten in Wuchsformengruppen (Tabelle 6; vgl. WIEGLEB 1991, WEYER 1999).

Tabelle 6: vereinfachte Wuchsformenskala (verändert nach WIEGLEB 1991)

Schlüsselnummer	Wuchsform
1	Helophyt
2	Hydrophyt
3	Parvopotamid
4	Magnopotamid
5	Schwimmblattpflanze
6	Pleustophyt
7	Laubmoos
8	Lebermoos
9	Gras (excl. helophytische Gräser)

Zur Dimensionsreduktion und um die statistische Datenaufbereitung zu erleichtern, wurden für die Clusteranalyse zur Typologie-Entwicklung (s. u.) seltene Arten aus der Analyse entfernt (vgl. Kapitel 6). Die Definition der Seltenheit umfasst hier Arten, die weniger als dreimal im Datensatz vorkommen und gleichzeitig eine maximale Pflanzenmenge von < 3 besitzen. Sammelarten, wie z.B. *Stellaria neglecta* und *S. media*, wurden für die Clusteranalyse teilweise zusammengefasst. Zur Entwicklung des Bewertungssystems (vgl. Kapitel 7) wurden jedoch alle Arten betrachtet.

In die Probestellen-Tabelle erfolgte die Eingabe der Standortfaktoren laut Kartierprotokoll mittels Schlüsselnummern und dazugehörigen Schlüssel Tabellen. Die Daten für das Sediment an der Probestelle wurden in Prozent eingegeben. Für Verbauungen und Fremdsubstrate wurden die Angaben ebenfalls in Prozent der untersuchten Fließgewässerstrecke eingegeben.

Für die Gewässerstrukturbewertung nach LAWA erfolgte die Auswertung der Einzel- und Hauptparameter sowie die Gesamtbewertung nach LAWA (2000). In die Datenbank wurden sowohl die Bewertungsergebnisse als auch die detaillierten Einzelbefunde in verschlüsselter Form eingegeben.

Aufbereitung der Chemiedaten

Die Messungen der Wasserchemiewerte an den Untersuchungsstellen wurden von den zuständigen Wasserwirtschaftsbehörden durchgeführt und für das Projekt PHYLIB zur Verfügung gestellt. Aus den in der PHYLIB-Datenbank (Stand April 2002) vorliegenden Werten wurden jeweils die Messungen der in Bezug auf die Makrophytenkartierung aktuellsten 12 Monate ausgewählt. Dabei wurde darauf Wert gelegt, dass mindestens fünf aufeinander folgende Messungen in regelmäßigem Abstand vorlagen, die möglichst ein ganzes Jahr bzw. schwerpunktmäßig die Vegetationsperiode abdecken. Für Messwerte, die unterhalb der Nachweisgrenze liegen, wurde der halbe Wert der Nachweisgrenze eingesetzt. Die ausgewählten Messwerte wurden in eine gesonderte Datenbank-Tabelle eingegeben. Diese diente als Grundlage für die Berechnung von Kenngrößen wie Median oder Maximum.

Für die überwiegende Anzahl von Probestellen lagen ausreichende Messungen, zumeist monatlich oder im zweiwöchigen Abstand, vor. Aufgrund der Herkunft der Daten aus unterschiedlichen Institutionen und Messreihen waren jedoch nicht immer vollständige Messergebnisse zu allen Parametern und über geeignete Zeiträume verfügbar. Durch diese Heterogenität des Chemiedatensatzes ist bedingt, dass für einige Auswertungen unterschiedlich große Datensätze zur Anwendung kamen.

Die wichtigsten Informationen zu den Probestellen sowie ausgewählte Kartierungsdaten und Chemiewerte sind im Anhang zusammengefasst. Weitere Daten können beim Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (München) abgefragt werden.

4.3 Auswertung und Statistik

Die Auswertung der Daten erfolgte mit den Programmen ACCESS 2002 (Microsoft), Excel 2002 (Microsoft), SPSS 10.0 für Windows (SPSS Inc.) und MVSP 3.12f (Kovach Computing Services).

Zur statistischen Aufbereitung der Daten wurden Hierarchische Clusteranalysen, sowie Kanonische Korrespondenzanalysen (CCA) durchgeführt. In die Analysen gingen Artenzusammensetzung und Abundanz der Arten an den Probestellen ein, in die Kanonischen Korrespondenzanalysen zusätzlich Informationen zu Umweltfaktoren (s. u.).

Clusteranalysen

Clusteranalysen dienen der Zusammenfassung von Objekten aus einer Gesamtmenge zu Gruppen (Clustern). Hierarchische oder agglomerative Clusterverfahren fassen schrittweise ähnliche Objekte zu immer größeren Clustern zusammen (STOYAN et al. 1997). Die Ähnlichkeit (Similarität) bzw.

Unähnlichkeit (Distanz) von Objekten oder Clustern kann dabei mittels verschiedener Algorithmen bestimmt werden.

Für die Clusteranalysen zur Erstellung der Makrophyten-Typologie wurde die Methode „Average Linkage between Groups“ verwendet, bei der die Gruppen anhand ihrer mittleren Distanz zu neuen Clustern zusammengefasst werden. Dieses Verfahren berücksichtigt die gesamte Gruppenstruktur der Cluster, während bei anderen Gruppierungsverfahren nur Distanzen zwischen jeweils zwei Individuen berechnet werden (bei Single Linkage z.B. nur die Minimaldistanz zwischen den beiden ähnlichsten Individuen zweier Gruppen; vgl. WILDI 1986).

Als Distanzmaß wurde der Kosinus (Ochiai-Koeffizient) eingesetzt. Dieser berücksichtigt die quantitative Verteilung der Arten, führt aber dennoch nicht zu einer Überbetonung hoher Abundanzen. Die Ähnlichkeit der Probestellen wird anhand gemeinsam vorkommender Arten, nicht jedoch anhand gemeinsam *nicht* vorkommender Taxa berechnet (TONGEREN 1995, WILDI 1986, BRAUKMANN 2000).

Korrespondenzanalysen

Korrespondenzanalysen sind statistische Verfahren der Ordination. Ziel von Ordinationsverfahren ist die Abbildung einer vieldimensionalen Ähnlichkeitsstruktur in möglichst wenigen Dimensionen (WILDI 1986). Dabei werden ähnlich wirkende bzw. korrelierte Faktoren zusammengefasst und können als Achsen in Diagrammen dargestellt werden, zu denen (bei vegetationsökologischen Daten) Aufnahmen und Arten in räumlichen Bezug gesetzt werden. Als Verfahren der indirekten Gradientenanalyse bieten Korrespondenzanalysen jedoch zunächst keine Information über die Bedeutung der errechneten und dargestellten Achsen, sondern ordnen nur ähnliche Aufnahmen (Probestellen) räumlich benachbart an. Gleichzeitig wird eine Ordination der Arten vorgenommen, so dass eine gemeinsame Interpretation von Arten bzw. Probestellen möglich wird.

Kanonische Korrespondenzanalysen (engl. Canonical Correspondence Analyses, CCA) erlauben darüber hinaus die Einbeziehung von Umweltdaten in die Analyse (direkte Gradientenanalyse). Die Ergebnisse der auf Artdaten und Aufnahmen basierenden Korrespondenzanalyse werden über multiple Regressionsverfahren zu den an einer Probestelle herrschenden Umweltvariablen in Beziehung gesetzt. Die graphische Darstellung zeigt die Umweltparameter als Pfeile, deren Länge mit zunehmendem Einfluss des jeweiligen Parameters auf die Ordination der als Punkte dargestellten Aufnahmen bzw. Arten zunimmt (Abbildung 10 und Abbildung 11 in Kapitel 7.2). Durch die Position einer Art bezüglich eines Pfeiles kann außerdem die Präferenz der Art hinsichtlich des betreffenden Umweltparameters bestimmt werden (TER BRAAK 1995).

Mit Hilfe der Kanonischen Korrespondenzanalyse wurden Zusammenhänge zwischen Umweltdaten und der Artenzusammensetzung und Abundanz von Helophyten taxa untersucht (Kapitel 7). Für die Berechnungen wurde das Programm MVSP 3.12f verwendet, wobei der Algorithmus nach Hill angewandt wurde, der die multiple Regression zwischen Achsenwerten und Umweltvariablen erlaubt. Die Zahl der zu berechnenden Achsen wurde nach dem „Kaiser-Kriterium“ bestimmt, das auf der Grundlage der Eigenwerte die Anzahl der sinnvoll interpretierbaren Achsen ermittelt (STOYAN et al.

1997). Seltene Taxa wurden geringer gewichtet als häufige, um bei der Suche nach geeigneten Indikatorarten die Überbewertung zufälliger Einzelfunde zu vermeiden.

Berechnung des Trophieindex Makrophyten (TIM, Schneider 2000)

Als zusätzliche Information sowie als Hilfskriterium zur Überprüfung der Probestellen auf ihre Einstufung als Referenz (s. u.) wurde der Trophieindex Makrophyten (TIM) nach SCHNEIDER (2000) gemäß folgender Formel berechnet:

$$TIM = \frac{\sum_{a=1}^n IW_a * G_a * Q_a}{\sum_{a=1}^n G_a * Q_a}$$

TIM	= Trophie-Index Makrophyten
IW_a	= Indikationswert der Art a
G_a	= Gewichtung der Art a
Q_a	= Quantitätsstufe der Art a

Dieser Index zeigt die trophischen Verhältnisse innerhalb eines Fließgewässer-Abschnittes anhand der submersen Makrophytenvegetation an. Er erlaubt eine Aussage über die Phosphorgehalte in den beiden Gewässerkompartimenten Freiwasser und Sediment und bietet dadurch eine wichtige Zusatzinformation zu den gemessenen Wasserchemiedaten. Die Gültigkeit des TIM ist allerdings regional begrenzt und kann nur für Bayern als gesichert angesehen werden.

Berechnung von Diversität und Evenness

Als Zusatzkriterium bei der Bewertung des Typs „(Mittelgroße) Niederungsfießgewässer des Norddeutschen Tieflands (TN)“ wurde die auf der Diversität der Makrophytenbiozönose basierende Evenness berechnet (vgl. Kapitel 7).

Die Diversität kann über die Taxazahl sowie über verschiedene Indices ausgedrückt werden (WASHINGTON 1984, KOHMANN & SCHMEDITJE 1986, THIÉBAUT et al. 2002). In der vorliegenden Arbeit wurde der Diversitäts-Index H_s nach SHANNON & WEAVER (1949) gemäß folgender Formel verwendet:

$$H_s = - \sum_{i=1}^s N_i \cdot \ln N_i$$

H_s :	Diversitätsindex
N_i :	Quantität der Art i / Gesamtquantität aller Arten
s :	Gesamt-Taxazahl der Biozönose

Dieser Index ist in der Limnologie sehr gebräuchlich (KOHMANN & SCHMEDITJE 1986, SEELE 2000). Es gehen die Proportionen der einzelnen Arten (d.h. die %-Anteile des Taxons an der Gesamtabundanz, berechnet über die Quantität, s. o.) ein. Unterschiede im Probevolumen werden durch den Index nivelliert (KOHMANN & SCHMEDITJE 1986), was die Vergleichbarkeit der Indexwerte verschiedener Gemeinschaften gewährleistet.

Die aus der Diversität gebildete Evenness wird zum direkten Vergleich von Gemeinschaften benutzt. Sie gibt an, mit welcher Gleichmäßigkeit die Individuen unter den einzelnen Arten verteilt sind (ODUM 1983) und spiegelt somit die Dominanzstrukturen in einer Gesellschaft wieder (LOZÁN 1992). Ihre Berechnung erfolgt aus dem Verhältnis zwischen bestehender Verteilung und maximaler Gleichverteilung:

$$E = \frac{H_s}{\ln s}$$

E : Evenness
 H_s : Diversitätsindex nach SHANNON-WEAVER
 s : Gesamtartenzahl

Eine maximale Evenness von 1 liegt vor, wenn sich die Abundanzen der gefundenen Arten nicht unterscheiden, d. h. alle vorkommenden Taxa völlig gleich verteilt sind.

4.4 Ermittlung der Referenzstellen

Zur Erstellung des Untersuchungsprogrammes für das Projekt PHYLIB wurden in einer bundesweiten Umfrage alle zuständigen Behörden nach Vorschlägen zu Fließgewässer-Probestellen befragt. Neben allgemeinen Angaben wurde auch eine angenommene vorläufige Zustandseinteilung in die ökologischen Qualitätsklassen der Wasserrahmenrichtlinie (nach Einschätzung der Ländervertreter) erbeten. Die nach dieser Einschätzung in die ökologische Zustandsklasse 1 eingeteilten Probestellen wurden für das Projekt als „vorläufige Referenzstellen“ behandelt (Genauerer hierzu vgl. SCHMEDITJE et al. 2001) und dienten v. a. zur Auswahl der Untersuchungsstellen.

Zur Erstellung des Bewertungsverfahrens wurden die vorläufig eingestuft Referenzstellen sowie die übrigen „guten“ Probestellen noch einmal auf ihre Eignung als Referenz untersucht. Die Überprüfung erfolgte nach den Kriterien Chemie und Struktur auf Basis der vom BLFW vorläufig vergebenen Zustandseinteilung. Damit wurden für die Eichung des Bewertungsverfahrens nur möglichst anthropogen unbeeinflusste und damit typspezifisch ausgeprägte Probestellen herangezogen.

Als wichtigste wasserchemische Belastungsparameter wurden Gesamtphosphor, Nitratstickstoff, Nitritstickstoff, Ammoniumstickstoff, Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit, Chloridkonzentration, BSB₅ und Chlorophyll a betrachtet. Als Hilfsgrößen zur trophischen Einstufung wurde der Trophieindex Makrophyten (TIM nach SCHNEIDER 2000) berechnet. Da für die meisten chemisch-physikalischen Messgrößen keine Richtwerte für Makrophyten existieren, wurden aus der Literatur zugängliche Grenzwerte als Maßstab angesetzt: Für Gesamtphosphor und Chlorophyll a erfolgte eine Orientierung an MAUCH et al. (1998), die Stickstofffraktionen wurden nach HAMM (1991) beurteilt. Grenzwerte für Chlorid wurden aus RINGLER et al. (1994), für den pH aus STMLU (1996) entnommen. Kritische Werte für Sauerstoff und BSB₅ gibt SCHÖNBORN (1992) an. Diese für die Überprüfung der Referenzstellen angenommenen Grenzwerte dürfen zwar nicht als Absolutwerte verstanden werden und haben auch nicht in jeder Ökoregion gleiche Aussagekraft, geben aber zumindest Hinweise auf eventuelle

Degradationen. Regionale Unterschiede (z.B. natürlicherweise höhere Trophie in Norddeutschland) wurden dabei berücksichtigt, indem z.B. für Phosphorgehalte weniger strenge Maßstäbe angelegt wurden.

Zur Beurteilung struktureller Degradationen wurden Angaben zu Ufer- und Sohlverbau berücksichtigt. Zusätzlich wurde betrachtet, ob an der Stelle ein Rückstau zu verzeichnen war (Strukturgütekartierung) oder ob Hinweise auf Wasserausleitungen (Restwasserstrecke) gegeben waren. Als Zusatzinformation wurde die Strukturgüteklasse nach LAWA (2000) verwendet, wobei der Gesamtindexwert sowie die Werte für die Hauptparameter betrachtet wurden. Die Aussagekraft der Strukturgütekartierung ist jedoch vor allem bei Flachlandgewässern und großen Fließgewässern als problematisch anzusehen und muss für Makrophytenuntersuchungen differenzierter betrachtet werden (PASSAUER et al. 2002). Darüber hinaus wäre durch allzu strenge Bewertung der Struktur die Zahl der möglichen Referenzstellen sehr stark eingeschränkt worden, da viele sonst unbelastete Probestellen z.B. zumindest teilweisen Uferverbau aufweisen. Daher wurde der Parameter Gewässerstruktur nur als „weiches“ Kriterium beurteilt.

5 Das Untersuchungsgebiet

Das Fließgewässernetz Mitteleuropas entstand im Laufe einer lang dauernden erdgeschichtlichen Entwicklung, die auf dem Zusammenspiel von geologischen, klimatischen und biologischen Faktoren beruht. Bedingt durch Tektonik, Ablagerung und Abtrag, wechselnde Klimaeinflüsse und Vegetationsbedeckungen entstanden die rezenten Haupteinzugsgebiete der Flusssysteme Deutschlands (HANTKE 1993).

Die Gestaltung der Landschaft vollzog sich dabei in den Gebirgsregionen vermehrt durch endogene Formungsprozesse sowie verschiedene Gebirgshebungen. Besonders die Mittelgebirge entstanden während einer differenzierten Genese, aus der einerseits kalkarme Kristallin- und vulkanische Gebiete wie z.B. Teile des Bayerischen Waldes und des Schwarzwaldes hervorgingen. Andere Bereiche wie die Jura-Gebiete der Fränkischen und Schwäbischen Alb besitzen überwiegend kalkreiche Gesteine (HENNINGSEN & KATZUNG 1992). Demgegenüber wurden das norddeutsche Tiefland und die Senkungsregionen v. a. durch exogene Faktoren wie glaziale Überformung bzw. fluviale oder äolische Ablagerungen geprägt.

Nach ihrer Entstehung wurden die Alpen und Mittelgebirge vermehrt durch Abtragungsprozesse gestaltet, während im Tiefland sowie in den tektonischen Senkungsgebieten (z.B. im Oberrheingraben) überwiegend die Aufnahme von Abtragungsmaterial und Sedimenten eine bedeutende Rolle spielte. Eiszeitliche Überprägungen der Landschaft fanden in der Folge im Alpenvorland sowie im Tiefland statt. Würm- bzw. Weichselvereisung sowie Riß-/Saale- und Elstereiszeit hinterließen wechselnde Abfolgen von Jung- und Altmoränenresten mit unterschiedlichen geologischen Eigenschaften (ZEPP 2002).

Frühe anthropogene Eingriffe, wie großflächige Rodungen seit dem Mittelalter, wirkten zusätzlich auf die Fließgewässer. Durch verstärkte Erosion und darauf folgende Bildung von Auelehmen wurden die natürlichen Fließgewässernetze verändert. Weitere anthropogene Umgestaltungen der Flusssysteme wurden v. a. in den letzten beiden Jahrhunderten vorgenommen. Bauliche Eingriffe in die Gewässer für Schifffahrt, Energiegewinnung oder Hochwasserschutz wurden durchgeführt, die Nutzung der Gewässer für die Trinkwasserversorgung, Bewässerung oder industrielle Prozesse ausgeweitet. Mit der fortschreitenden Urbanisierung, Modernisierung der Landwirtschaft und Industrialisierung stieg auch die Belastung der Gewässer durch Abwässer, Schadstoffe, Erosion und Düngemittelintrag an (BAUMGARTNER et al. 1990). Erst in neuerer Zeit wird versucht, dieser Entwicklung durch verbesserte Abwasseraufbereitung, naturnähere Ausbaumethoden oder Rückbau von Verbauungen entgegenzuwirken. Die Erfolge dieser Bemühungen zeigen sich u. a. an der biologischen Gewässergüte der Fließgewässer, die sich seit 1990 v. a. aufgrund moderner Abwassertechnologie deutlich verbessert hat (ZAHN et al. 1996, LAWA 1999).

Die Fließgewässersysteme Deutschlands sind auch in der Gegenwart noch durch die tektonisch bedingte Dreiteilung in Hochgebirge, Mittelgebirge und Tiefland geprägt (ZEPP 2002). Die Bedeutung

dieser Gliederung für die Habitate tierischer Fließwasserlebewesen wurde von ILLIES (1978) mit dem Begriff der „Ökoregionen“ beschrieben. Auch im Anhang II der Wasserrahmenrichtlinie werden die für Deutschland relevanten Ökoregionen Alpen, Mittelgebirge (mit Alpenvorland) und Tiefland als Grundlage einer biozönotischen Typisierung der Gewässer genannt.

Von den großräumigen orographischen Landschaftsformen werden in direkter Weise die hydrologischen Eigenschaften der Fließgewässer bestimmt (BAUMGARTNER et al. 1990). Am unmittelbarsten drückt sich dies durch die höhere Reliefenergie in montanen Landschaften aus, die direkt auf die Fließgeschwindigkeiten der Gewässer wirkt. Aus größeren Niederschlagsmengen in höher gelegenen Gebieten resultieren insgesamt höhere Abflussspenden mit charakteristischer saisonaler Verteilung: Zeitliche Abflussspitzen entstehen in Gebirgsregionen oft in Verbindung mit der Schneeschmelze im Frühjahr (nivales Abflussregime), während im Flachland meist ein von Niederschlägen (pluvial) bestimmtes, zeitlich unregelmäßiges Abflussverhalten auftritt.

Indirekt wirkt sich die orographische Dreiteilung auch über die Bodenverhältnisse auf die Hydrologie der Fließgewässer aus. Je nach Bodendurchlässigkeit treten unterschiedliche Formen des Abflusses auf: In alpinen Gebieten wird durch Festgesteine im Untergrund vor allem der Oberflächenabfluss gefördert. In Mittelgebirgsregionen kommt dagegen neben dem oberflächlichen Abfluss auch dem Zwischenabfluss (Interflow) eine verhältnismäßig große Bedeutung zu (BAUMGARTNER et al. 1990). Im Flachland erfolgt der Abfluss oft verstärkt über das Grundwasser, zu dem die meisten Oberflächengewässer in direktem Austausch stehen (WEDER & JORDAN 1995).

Die beschriebenen geologischen, edaphischen und hydrologischen Unterschiede gegenüber Mittelgebirgen und Alpen können im norddeutschen Tiefland einen natürlicherweise höheren Trophiegehalt in Fließgewässern bewirken. Über fruchtbare Böden, wie sie z.B. in Gebieten fluvialer und äolischer Ablagerung vorkommen, kann mehr geogener Phosphor in die Gewässer gelangen (SCHACHTSCHABEL et al. 1992). Zudem bedingen niedrigere Abflussspenden eine geringere Verdünnung natürlicher (und anthropogener) Phosphoreinträge als in Gewässern der Gebirgsregionen (LAWA 1998). Die in Tieflagen und Beckenlandschaften vermehrt auftretenden Mittel- und Unterläufe von Fließgewässern mit eher potamal geprägtem Charakter besitzen darüber hinaus von Natur aus eine höhere Trophie als rhithral geprägte Oberläufe in Gebirgen (ELSTER 1962, POTT & REMY 2000). Für unbeeinflusste Fließgewässer der Ökoregion Tiefland müssen also gegebenenfalls höhere chemische Leitwerte für z.B. Phosphat angenommen werden als für Mittelgebirgsgewässer (vgl. TIMM et al. 1999).

Die Vielfalt der Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland sollte für das Projekt PHYLIB möglichst umfassend abgedeckt werden. Unter dieser Prämisse wurde vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (BLFW) ein Untersuchungsprogramm erarbeitet. Ziel der Probestellenauswahl war einerseits eine möglichst gute Erfassung aller potentiell biozönotisch relevanten Fließgewässertypen, zum anderen wurden verschiedene Stufen ökologischer Degradation nach einer vorläufigen Einschätzung abgedeckt. Künstliche oder erheblich veränderte Gewässer, Übergangsgewässer,

Seeausflüsse sowie Gewässer mit Einzugsgebieten $< 10 \text{ km}^2$ oder $> 2500 \text{ km}^2$ wurden (bis auf wenige Ausnahmen) bei der Stellenauswahl nicht berücksichtigt (vgl. SCHMEDITJE et al. 2001).

Die Grundlage der vorliegenden Arbeit bilden 210 vom BLfW ausgewählte Probestellen, von denen 180 für das PHYLIB-Projekt neu untersucht wurden. Die Daten zu 30 Probestellen konnten aus früheren Untersuchungen übernommen werden (MEILINGER 1999). Zusätzlich zur Projektauswahl wurden 31 weitere Fließgewässerabschnitte in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Abbildung 1 zeigt die Lage der Probestellen im Bundesgebiet.

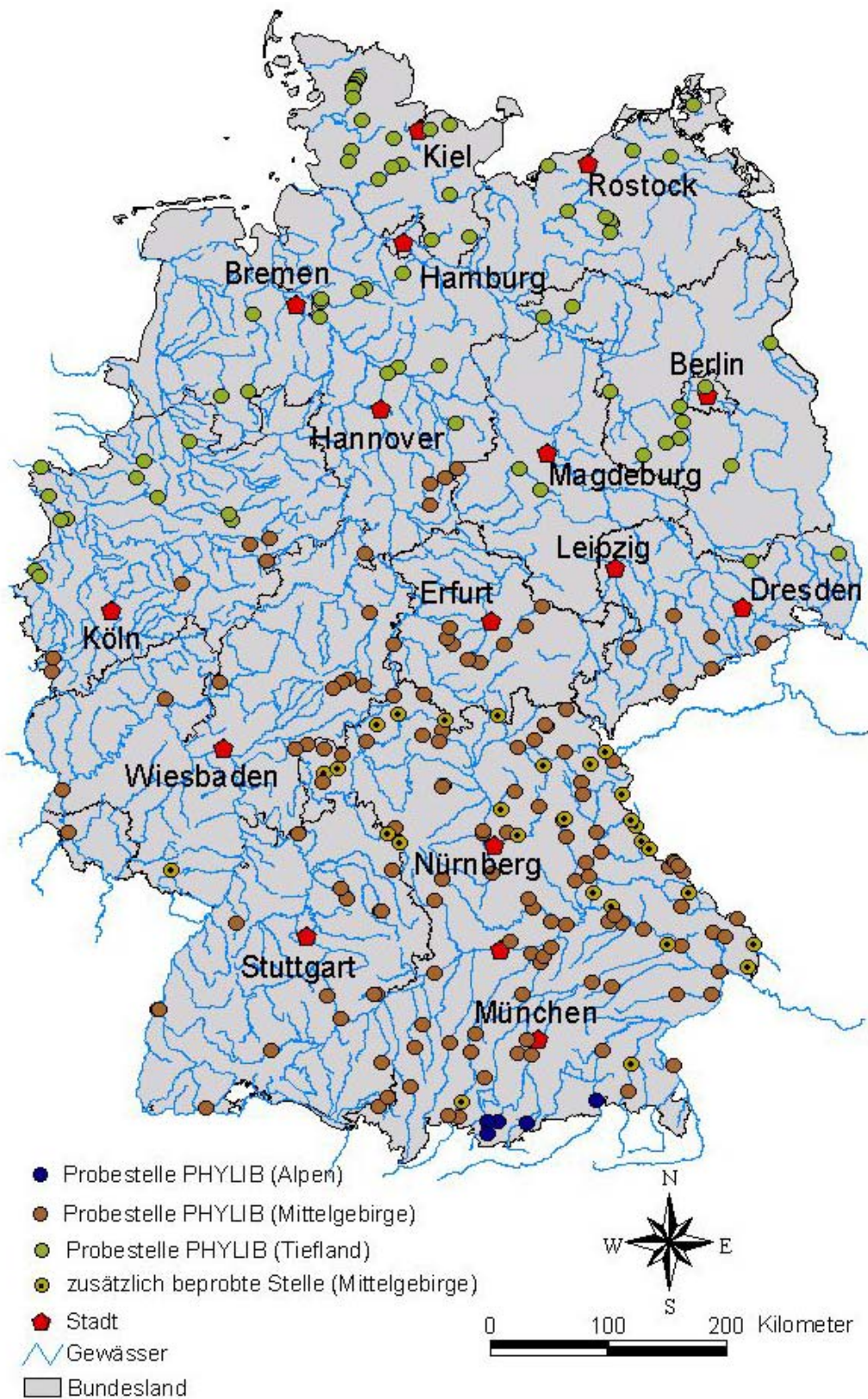


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet und Lage der Probestellen

6 Entwicklung einer Makrophyten-Typologie für Fließgewässer

Die von der Wasserrahmenrichtlinie vorgesehene typspezifische Bewertung anhand von Artzusammensetzung und Abundanz erfordert die Abgrenzung möglichst homogener Referenz-biozönosen für die einzelnen Organismengruppen. Eine solche Bewertung kann nicht generalisierend, sondern nur auf der Basis von Kategorien bzw. Typen von Fließgewässern vorgenommen werden (PALL & JANAUER 1995). Daher wurde eine spezielle Makrophyten-Typologie für Fließgewässer entwickelt, die als Bestandteil des Bewertungsverfahrens zu verstehen ist (vgl. Kapitel 8).

6.1 Grundlagen

Zur Entwicklung der Typologie wurden die Art- und Abundanzdaten der überprüften Referenzstellen mittels Clusteranalyse (Kapitel 4) auf die Bildung abgrenzbarer Gruppen untersucht. Abbildung 2 zeigt das Dendrogramm einer Clusteranalyse (SPSS) mit der Methode *Average Linkage between Groups*, als Distanzmaß wurde der Kosinus verwendet.

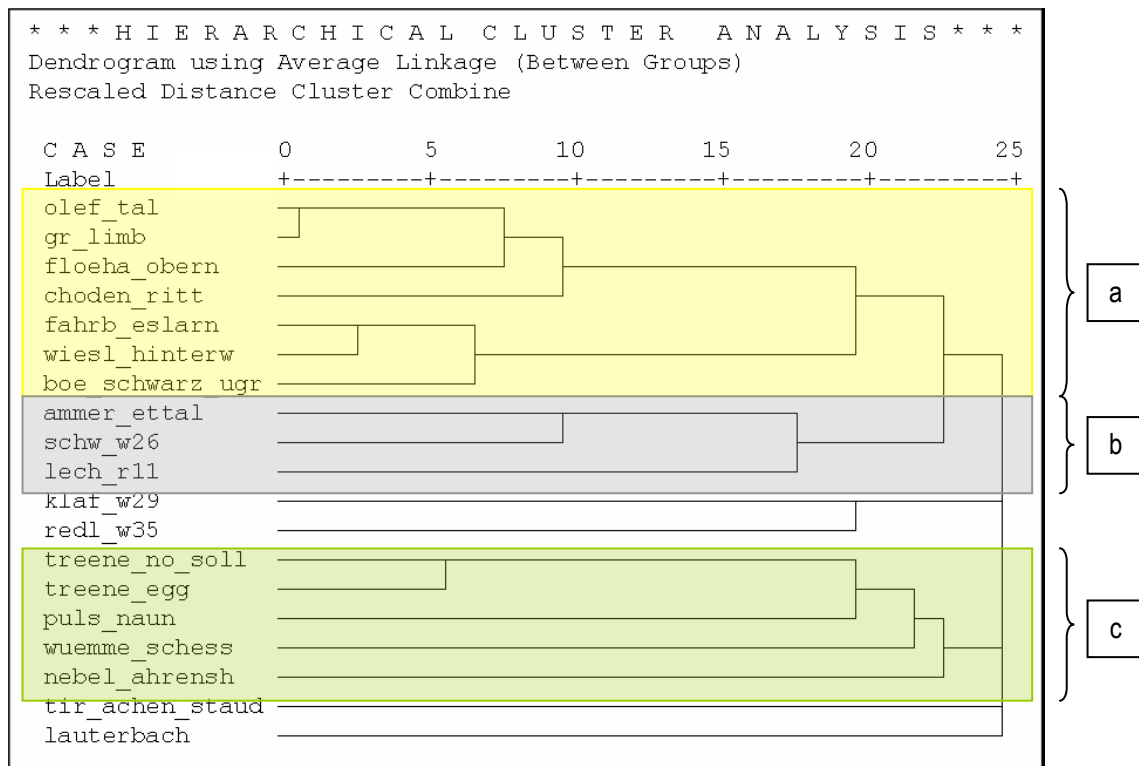


Abbildung 2: Dendrogramm der überprüften Referenzstellen

Das Dendrogramm zeigt grundlegende Tendenzen für die Typisierung der Probestellen: Cluster a beinhaltet silikatisch geprägte Stellen. Mit Ausnahme der Probestelle „boe_schwarz_ugr“ zeigen diese Fließgewässerabschnitte alle rhithrales Fließverhalten. Die potamal geprägte Böhmisches Schwarzbach (bei Untergrafenried), für die diese Abkürzung steht, ist relativ stark beschattet und weist daher eine den silikatisch-rhithralen Stellen ähnliche Vegetation mit verschiedenen Moosen sowie *Callitriche hamulata* auf.

Der zweite Probestellencluster (b) beinhaltet ausschließlich karbonatisch-rhithrale Fließgewässerstellen. Gruppe c wird dagegen aus Fließgewässerabschnitten der Ökoregion 14 (Norddeutsches Tiefland) gebildet. Die Probestellen in Cluster c sind darüber hinaus potamal geprägt, eine Ausnahme bildet hier nur die rhithral fließende Pulsnitz bei Naundorf („puls_naun“).

Einige Stellen können nicht direkt in Probestellengruppen eingeordnet werden (nicht farbig in Abbildung 2): Die beiden österreichischen Probestellen am Klafferbach („klaf_w29“, silikatisch-rhithral) und Fornacher Redl („redl_w35“, karbonatisch-rhithral) werden aufgrund einer einzigen gemeinsamen Art (*Marchantia polymorpha*) zusammengefasst. Die Stellen an der Tiroler Ache („tir_achen_staud“, karbonatisch-rhithral) und am Lauterbach (potamal, karbonatisch) sind von den übrigen Probestellen gänzlich verschieden.

Aus diesen Ergebnissen können bereits einige wesentliche Faktoren für eine Makrophyten-Typologie der untersuchten Fließgewässer abgeleitet werden. Die Probestellen werden nach ihrer Lage in den Ökoregionen Mittelgebirge/Alpen und Norddeutsches Tiefland geordnet. Dies entspricht zugleich einer Auftrennung der Probestellen nach ihrem Fließverhalten (rhithral bzw. potamal). Außerdem gruppieren sich die rhithralen Fließgewässerabschnitte nach ihrem Kalkgehalt in silikatisch bzw. karbonatisch geprägte Cluster.

Dass die gebildeten Cluster nicht gänzlich einheitlich sind sowie einige Probestellen nicht sinnvoll in die Gruppen eingeordnet wurden, hängt einerseits mit den Eigenschaften des verwendeten statistischen Analyseverfahrens zusammen. Zum anderen muss die verfügbare Datengrundlage kritisch hinterfragt werden.

In einer Dendrogramm-Darstellung von vegetationsökologischen Daten wird die Artenverteilung in einer Biozönose auf zwei Dimensionen reduziert. Die in ökologischen Systemen immanenten mehrdimensionalen Überlagerungen verschiedener Einflussgrößen lassen sich dadurch nicht immer realistisch abbilden. Korrespondenzanalysen liefern zwar bei Betrachtung von drei oder mehr Achsen Informationen über mehrere Einflussparameter, die auf die Biozönose wirken, erreichen aber aufgrund der hohen Variabilität natürlicher Systeme meist nur geringe erklärte Varianzen (WILDI 1986). Die für die Auswertung der vorliegenden Daten erstellten Korrespondenzanalysen erbrachten keinen Informationsgewinn gegenüber den Clusteranalysen. Aufgrund der deutlicheren Darstellung der Ergebnisse in den Dendrogrammen wurde daher die Clusteranalyse als Grundlage für weitere Arbeitsschritte ausgewählt.

Beiden Rechenverfahren fehlt darüber hinaus die Fähigkeit, ähnliche ökologische Ansprüche von Arten zu berücksichtigen, so dass diese wichtigen Informationen verloren gehen. Beispielsweise ist die Artenausstattung der Probestelle „klaf_w29“ ökologisch gesehen durchaus mit den Gewässerstellen im Cluster a, die der Referenzstellen „redl_w35“ und „tir_achen_staud“ mit Cluster b vergleichbar. Da es sich jedoch nicht um exakt die gleichen Arten, sondern nur um ökologisch ähnliche Taxa handelt, werden die Probestellen in der Clusteranalyse nicht den entsprechenden Gruppen zugeordnet.

Aufgrund der zur Verfügung stehenden Datenbasis konnten in der vorliegenden Untersuchung zudem Typen von Fließgewässern nicht erfasst werden, für die (nahezu) keine realen Referenzzustände mehr existieren. Dies gilt z.B. für Fließgewässer, deren Einzugsgebiete in anthropogen stark genutzten Landschaftsräumen liegen (ELLENBERG 1996, KÜSTER 1999) und trifft für die meisten potamal geprägten Mittelgebirgsgewässer zu (s. u.).

Die Probestellen „boe_schwarz_ugr“ (potamal, silikatisch), „lauterbach“ (potamal, karbonatisch) sowie „puls_naun“ (Tiefeland, rhithral) stellen im Vergleich zu den anderen Fließgewässerabschnitten Einzelfälle dar und können daher nicht mit ähnlichen Probestellen zusammengruppiert werden. Sie werden entweder separat abgetrennt (Lauterbach) oder in Cluster relativ ähnlicher Probestellen integriert.

Aus den erwähnten Gründen wurde der statistische Ansatz durch theoretische Überlegungen ergänzt. Die im Folgenden dargestellte Entwicklung der Makrophyten-Typologie für Fließgewässer beruht also auf einer Kombination beider Ansätze.

Bereits aus der Clusteranalyse (Abbildung 2) wird eine deutliche Trennung zwischen den Mittelgebirgs- bzw. Alpenregionen und dem Norddeutschen Tiefland ersichtlich. Die in Kapitel 5 dargelegten klimatischen, orographischen und pedologischen Unterschiede zwischen dem Tiefland und den von Gebirgen geprägten Ökoregionen werden also auch durch die Makrophytenbiozönosen wieder gespiegelt.

In Verbindung mit diesem Ergebnis zeigen sich auch die Auswirkungen des Fließverhaltens auf die Wasserpflanzenvegetation im Gewässer. Mit Ausnahme der Probestelle Pulsnitz bei Naundorf („puls_naun“) sind alle Abschnitte in Cluster c potamal geprägt. Die Abtrennung von rhithralen gegenüber potamal geprägten Fließgewässer-Stellen deckt sich mit der von WEBER-OLDECOP (1977) entwickelten Fließgewässer-Typologie für Makrophyten, die von WIEGLEB (1981) aufgegriffen wurde. Auf die Bedeutung der Strömung für das Vorkommen von Makrophyten in Fließgewässern wurde auch in der vorliegenden Arbeit bereits eingegangen (Kapitel 3). POTT & REMY (2000, S. 129) weisen ebenfalls auf den durch rhithrale bzw. potamale Verhältnisse im Fließgewässer unterschiedlichen Makrophytenbewuchs hin: „Im sauerstoffreichen Rhithral siedeln kalt-stenotherme, rheophile Arten, während das Potamal überwiegend rheotolerante bis rheophobe, oder warm- bzw. eurytherme Arten beherbergt“. Rhithral geprägte Fließgewässer werden meist von Moosen und Algen dominiert, während in potamalen Gewässern die Gefäßmakrophyten ihr Optimum haben: „An der Grenze zwischen

Rhithron und Potamon zeigt sich der stärkste Floren- und Faunenwechsel in einem Fließgewässer, der Bach und Fluss als zwei Großbiozönosen ausweist [...]“ (SCHÖNBORN 1992, S. 45). ROLL (1938) differenziert die Zonen der Mikrophyten und Makrophyten, WEBER-OLDECOP (1974) schlägt die Ausweisung einer Kryptogamenregion im Gegensatz zur Phanerogamenregion vor. POTT & REMY unterscheiden auf der Basis des River Continuum Concept (VANNOTE et al. 1980) eine Zone der Kryptophyten von der Zone der Makrophyten.

Für die vorliegenden Makrophytenuntersuchungen werden die Fließgewässer-Probestellen nach ihrer Fließgeschwindigkeit (Strömung) und Tiefe (Wasserführung) den Fließgewässerregionen zugeordnet (vgl. Tabelle 8). Untersuchungsstellen mit hoher Fließgeschwindigkeit (IV) bzw. mittlerer Fließgeschwindigkeit (III) und geringer Wasserführung (Tiefenklasse = 1) werden als rhithral bezeichnet. Potamal geprägte Fließgewässer weisen geringere Strömungsgeschwindigkeiten (< III) auf bzw. sind bei schnellerem Abfluss tiefer (Tiefenklasse ≥ 2).

Ein weiterer sehr wichtiger Standortfaktor für Makrophyten in Fließgewässern, der ebenfalls bereits durch die Clusteranalyse aufgezeigt wird, ist der Kalkgehalt des Wassers. Er beeinflusst die Verfügbarkeit des für die Photosynthese essentiellen Kohlenstoffs (Kapitel 3). Die daraus resultierenden Unterschiede zwischen kalkreichen und kalkarmen Gewässern haben zur Folge, dass in unbeeinflussten silikatischen Gewässern die Biozönose von Weichwasserarten (z.B. *Myriophyllum alterniflorum*) gebildet wird.

Der Unterschied im Karbonatgehalt zeigt sich in rhithralen Fließgewässertypen stärker als in potamal geprägten (WIEGLEB 1981). Potamale Zustände treten meist in Mittel- und Unterläufen auf, wo die Abstufungen zwischen karbonatarmem Weichwasser und karbonatreichem Hartwasser (auch durch natürliche Stoffeinträge) nivelliert werden (POTT & REMY 2000). Die beiden potamal geprägten (Mittel-) Gebirgs-Probestellen „boe_schwarz_ugr“ und „lauterbach“ unterscheiden sich zwar in ihren Artenausstattungen und werden daher in der Clusteranalyse (Abbildung 2) nicht zusammengefasst. Aufgrund der oben erwähnten Eigenschaften potamaler Fließgewässer kann jedoch davon ausgegangen werden, dass eine Degradation in den betreffenden Gewässertypen sehr ähnlich verlaufen würde. Als Basis für die Bewertung (Kapitel 7) wird daher nur ein potamal geprägter Mittelgebirgstyp gebildet (s. u.).

Als theoretisches Klassifizierungsmerkmal, das nicht aus der Clusteranalyse hervorgeht, wird die Größe der Fließgewässer herangezogen, die grundsätzlichen Einfluss auf das Vorkommen von Makrophyten besitzt (Kapitel 3). Ausgehend v. a. von der Breite der Gewässer wird üblicherweise zwischen Bach, (mittelgroßer/großer) Fluss und Strom unterschieden (RINGLER et al. 1994, SCHÖNBORN 1992, POTT 1984). In der vorliegenden Arbeit wurde ein empirischer Wert von ca. 40 m Breite als Grenze zwischen kleinen bis mittelgroßen zu großen Fließgewässern angenommen.

Weitere Veränderungen der für Makrophyten bedeutsamen Standortfaktoren in einem Fließgewässer (Kapitel 3) können auch durch erhöhten Zufluss von Grundwasser hervorgerufen werden. Dies wird im

Clusterdendrogramm durch die solitäre Stellung der Probestelle am Lauterbach angedeutet. Fließgewässer mit erhöhtem Grundwasserzufluss haben im Vergleich zu nicht grundwasserbeeinflussten Gewässern eine geringe Temperaturamplitude, d.h. sie sind winterwarm und sommerkühl (TIMM & OHLENFORST 1994). Sie besitzen meist relativ hohe CO₂-Gehalte (SCHWOERBEL 1994) und sind im natürlichen Zustand oligotroph. In landwirtschaftlich stark genutzten Gegenden kann über Grundwasserzutritte Nitrat (aus Düngemitteln oder durch Torfschwund) in die Fließgewässer eingetragen werden (CARBIENER & ORTSCHAIT 1987). Von SCHNEIDER et al. (2001) wurde in einem grundwasserbeeinflussten Fließgewässer ein periodisch auftretender Eintrag von Phosphorverbindungen über sog. Makroporen beobachtet (s. a. NEYER 1999).

Grundwasserbäche zeigen auch im natürlichen Zustand längs ihres Verlaufes eine allmähliche Eutrophierung, die v. a. durch natürlichen allochthonen Stoffeintrag (z.B. Blattfall) hervorgerufen wird (CARBIENER & ORTSCHAIT 1987). Durch anthropogene Einflüsse oder Zufuhr von eutrophem Fremdwasser können auch grundwasserbeeinflusste Fließgewässer stark eutrophiert werden (EGLIN et al. 1997). Charakteristische Arten in grundwasserbeeinflussten Fließgewässern sind z.B. *Berula erecta* oder Characeen (MELZER & HARLACHER 1985).

6.2 Die Makrophyten-Typologie

Basierend auf biozönotischer Grundlage und den dargestellten theoretischen Überlegungen wurde somit eine Makrophyten-Typologie für Fließgewässer entwickelt (Tabelle 7). Die Abkürzungen für die Benennung der Typen bestehen aus den Elementen Ökoregion, biozönotische Region (Rhithral/Potamal) sowie Wasserinhaltsstoffe bzw. Hydrologie (Silikat / Karbonat / Grundwasserzutritt). Die Größe der Fließgewässer wird durch ein tiefgestelltes Suffix symbolisiert.

Tabelle 7: Makrophyten-Typologie für Fließgewässer; grau unterlegt: Fließgewässer-Typen, die ins Bewertungssystem aufgenommen wurden (vgl. Kapitel 7)

Abkürzung	Typbezeichnung
TN _g	große Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
TN	mittelgroße Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
TR	rhithral geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
MRS	silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen
MRK	karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen
MP(G)	potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP), incl. Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)
M _g	große Ströme der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen

Die Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes werden in drei eigenständige Typen unterteilt. Hier sind nicht für alle Typen Referenzstellen vorhanden, bei den degradierten Stellen können aber drei Gruppen voneinander abgetrennt werden. Kleine, rhithrale Fließgewässer und große Flüsse werden in eigene Typen gestellt, weil aus den dargestellten Gründen (Kapitel 6.1, 3) zu erwarten ist, dass hier eigene Referenz- und Degradationsbiozönosen ausgewiesen werden müssen. Aufgrund der Datenlage kann nur der Typ TN (mittelgroße Niedergewässer) bewertet werden.

Große Ströme der Mittelgebirge und Voralpen (z.B. Donau, Mosel) wurden ebenfalls in eine eigene Gruppe gestellt. Aufgrund der geringen Datenlage in diesem Typ kann allerdings auch hier kein Bewertungsschema entwickelt werden.

Als Ergänzung zur Clusteranalyse wird außerdem ein potamal geprägter Mittelgebirgs-Typ (MP) postuliert, für den aufgrund jahrhundertelanger anthropogener Nutzung der durchflossenen Landschaftsräume (KÜSTER 1999) keine unbeeinflussten Referenzgewässer mehr existieren. Diesem Typ können aber aufgrund abiotisch-struktureller Merkmale degradierte Stellen zugeordnet werden (vgl. Kapitel 7). Eine Abtrennung silikatisch geprägter Fließgewässer von karbonatisch beeinflussten wird bei den potamalen Gewässern aus den oben erwähnten Gründen nicht vorgenommen.

Grundwasserbeeinflusste potamale Mittelgebirgsgewässer unterscheiden sich zwar in ihren hydrologischen Bedingungen, nicht aber in ihren übrigen morphologischen Merkmalen von anderen potamalen Mittelgebirgsgewässern. Daher wird hier auf die Ausweisung eines eigenen Typs verzichtet, grundwasserbeeinflusste Gewässer werden aber einem Untertyp MPG zugeordnet.

Die Einteilung der übrigen Probestellen in die Typologie erfolgt anhand der weitgehend degradationsunabhängigen Faktoren Ökoregion, Tiefe, Breite, Fließgeschwindigkeit und Gesamthärte bzw. Säurekapazität nach dem in Tabelle 8 dargestellten Schlüssel.

Bei der Einteilung von degradierten Fließgewässerstellen in die Typologie muss darauf geachtet werden, dass die Verhältnisse an der Probestelle zum Zeitpunkt der Makrophyten-Hauptvegetationsperiode betrachtet werden. Zu anderen Jahreszeiten können veränderte Abfluss- und Wasserstandsbedingungen die Ergebnisse verfälschen. Bei Probestellen, die offensichtlich von leichtem Rückstau durch z.B. Wehre betroffen sind, müssen die potentiell natürlichen Verhältnisse bei der Typeinteilung berücksichtigt werden.

Die Zuordnung der Probestellen zum silikatischen Typ erfolgte auf Grundlage aktueller wasserchemischer Messungen von Gesamthärte (Summe Erdalkalien) bzw. Säurekapazität (KS 4,3). Eine Typeinteilung anhand geologischer Gegebenheiten im Einzugsgebiet ist meist schwierig, da selten rein silikatische bzw. karbonatische Gesteine vorliegen. Über die Wasserchemie werden die tatsächlichen Verhältnisse im Gewässer erfasst.

Tabelle 8: Makrophyten-Typologie für Fließgewässer: Bestimmungsschlüssel zur Einordnung der Probestellen

Bestimmungsschlüssel für die Einordnung von Fließgewässerstellen in die Makrophyten-Typologie		
1	Ökoregion = 14	→ 2
1*	Ökoregion = 4 oder 9	→ 6
2	mittlere Breite > 40 m	→ TN _g
2*	mittlere Breite < 40 m	→ 3
3	Fließgeschwindigkeit > III	→ TR
3*	Fließgeschwindigkeit ≤ III	→ 4
4	Fließgeschwindigkeit = III	→ 5
4*	Fließgeschwindigkeit < III	→ TN
5	Tiefenklasse = 1	→ TR
5*	Tiefenklasse ≥ 2	→ TN
6	Tiefenklasse = 1	→ 7
6*	Tiefenklasse ≥ 2	→ 8
7	Gesamthärte oder KS 4,3 < 1,4 mmol/l	→ MRS
7*	Gesamthärte und KS 4,3 ≥ 1,4 mmol/l	→ MRK
8	mittlere Breite ≥ 40 m	→ 10
8*	mittlere Breite < 40 m	→ 9
9	Fließgeschwindigkeit > III	→ 7
9*	Fließgeschwindigkeit ≤ III	→ 12
10	Fließgeschwindigkeit > III	→ 7
10*	Fließgeschwindigkeit ≤ III	→ 11
11	Tiefenklasse = 3	→ M _g
11*	Tiefenklasse < 3	→ 12
12	Grundwassereinfluss	→ MPG
12*	kein Grundwassereinfluss	→ MP

Legende zu Tabelle 8

Ökoregion (nach ILLIES 1978):

- 4: Alpen
- 9: Mittelgebirge und Alpenvorland
- 14: Norddeutsches Tiefland

Tiefenklasse (vgl. Kartierprotokoll im Anhang)

- 1: ≤ 30 cm
- 2: 30 bis 100 cm
- 3: > 100 cm

Gesamthärte: Maximalwert (ohne Ausreißer und Extremwerte) der Härte (Summe Erdalkalien, DIN 38409-H6, WASSERCHEMISCHE GESELLSCHAFT & NAW 2003)

KS 4,3: Median der Säurekapazität pH 4,3 (DIN 38409-H7-1-2, WASSERCHEMISCHE GESELLSCHAFT & NAW 2003)

Anmerkung: In SCHRÖTER et al. (1990) wird die Grenze zwischen Hart- und Weichwasser bei 8°dH festgesetzt. Der hier verwendete Gesamthärte-Grenzwert (1,4 mmol/l) für die Zuordnung zum silikatischen bzw. karbonatischen Gewässertyp ist ein Näherungswert. Er errechnet sich aus dem theoretischen Ca²⁺-Gehalt bei einer Wasserhärte von 8°dH (Umrechnungsfaktoren vgl. SCHWOERBEL 1999).

Der Grenzwert von 1,4 mmol/l KS 4,3 (Median) wurde empirisch aus den Messwerten der vorläufigen Referenzstellen ermittelt.

Fließgeschwindigkeit (BLFW 1995, vgl. Kapitel 4):

Stufe	Beschreibung	m/s	Erläuterungen
I	nicht erkennbar fließend	<0,03 m/s	fast stehend oder Kehrströmungen
II	träge fließend	0,03 - 0,1 m/s	Strömung sehr schwach, aber erkennbar fließend
III	langsam fließend	0,1 - 0,3 m/s	erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt
IV	schnell fließend	0,3 - 1 m/s	Strömung mit mäßiger Turbulenz
V	reißend	> 1 m/s	turbulente Wasserbewegung
VI	stürzend	> 1 m/s	äußerst turbulent, laut rauschend

6.3 Charakterisierung der Fließgewässer-Typen

Die vier ins Bewertungssystem aufgenommenen Typen TN, MRS, MRK und MP(G) werden im Folgenden vergleichend beschrieben. Dabei werden vor allem die abiotischen Standortfaktoren herausgegriffen, die zur Einordnung der Probestellen in die Typologie dienen. Darüber hinaus wird die charakteristische Makrophytenvegetation der einzelnen Typen im Überblick anhand von Wuchsformenspektren dargestellt. Zur Einteilung der Arten in die Wuchsformengruppen siehe Kapitel 3 und 4 sowie WIEGLEB (1991) und WEYER (1999).

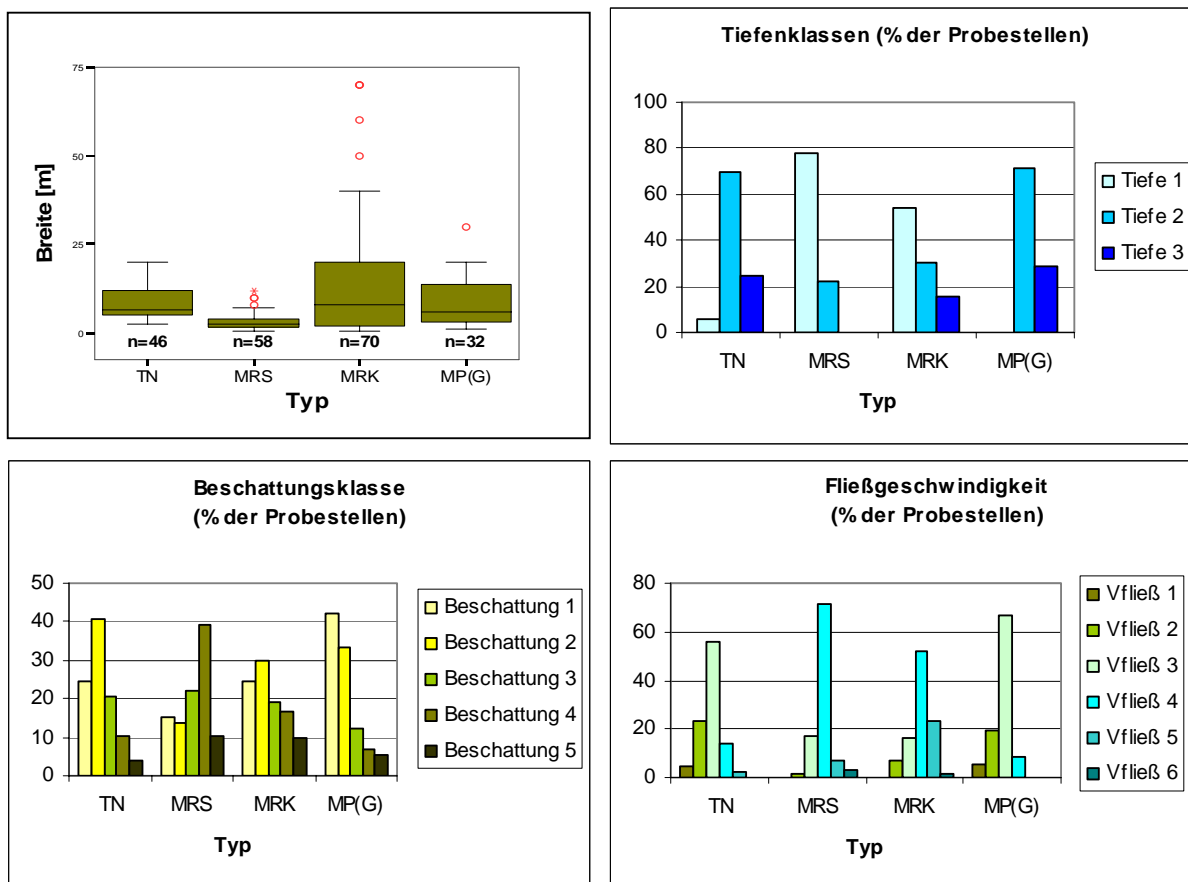


Abbildung 3: ausgewählte Standortfaktoren der Fließgewässer-Typen im Vergleich

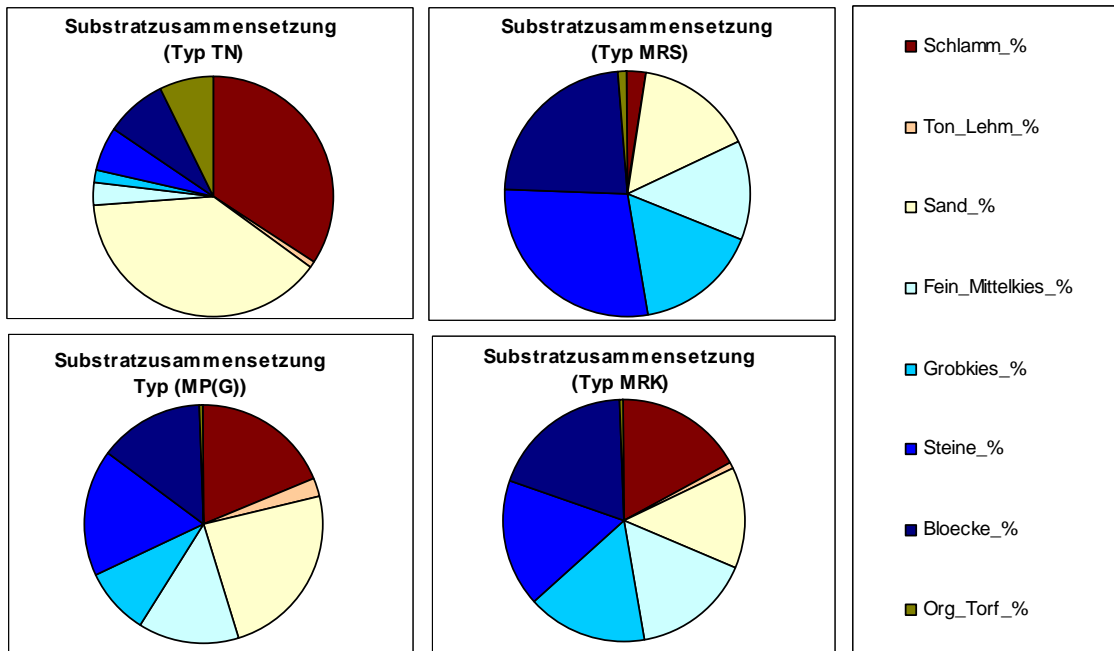


Abbildung 4: mittlere Substratanteile in den Fließgewässer-Typen

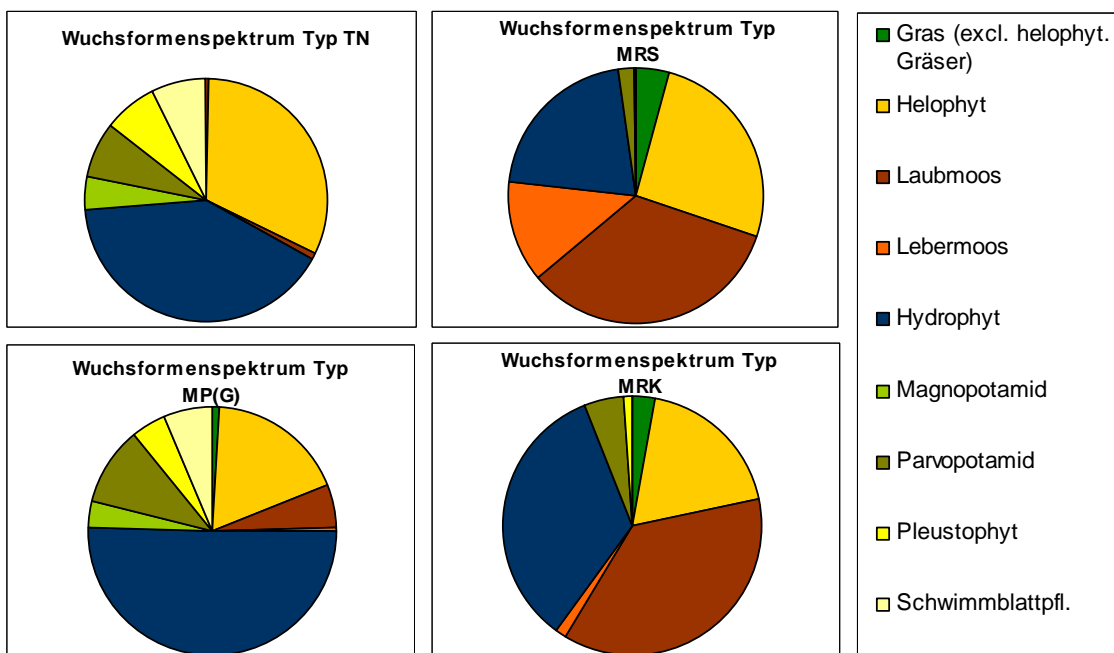


Abbildung 5: Wuchsformenspektren der Fließgewässer-Typen

6.3.1 (Mittelgroße) Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflands (TN)



Abbildung 6: Typ TN: Pfefferfließ westlich Stangenhagen (Probestelle Nr. 25, Brandenburg)

Die mittelgroßen Niederungs-Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TN, Abbildung 6) sind etwa zwischen drei und 20 Metern breit, weisen eine Tiefe von mehr als 30 cm bis über einen Meter auf und sind wenig beschattet (Abbildung 3). Die Fließgeschwindigkeit ist gering, es werden die Klassen II (träge fließend) und III (langsam fließend) nach BLFW 1995 erreicht. Durch dieses potamale Strömungsbild wird auch die Zusammensetzung des Substrats geprägt. Es besteht v. a. aus Feinsedimenten wie Schlamm und Sand (Abbildung 4). Die Habitatvoraussetzungen in Fließgewässern des Typs TN eignen sich gut für eine Besiedlung mit Makrophyten, was sich in einem vielfältigen Wuchsformenspektrum ausdrückt (Abbildung 5).

6.3.2 Silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRS)

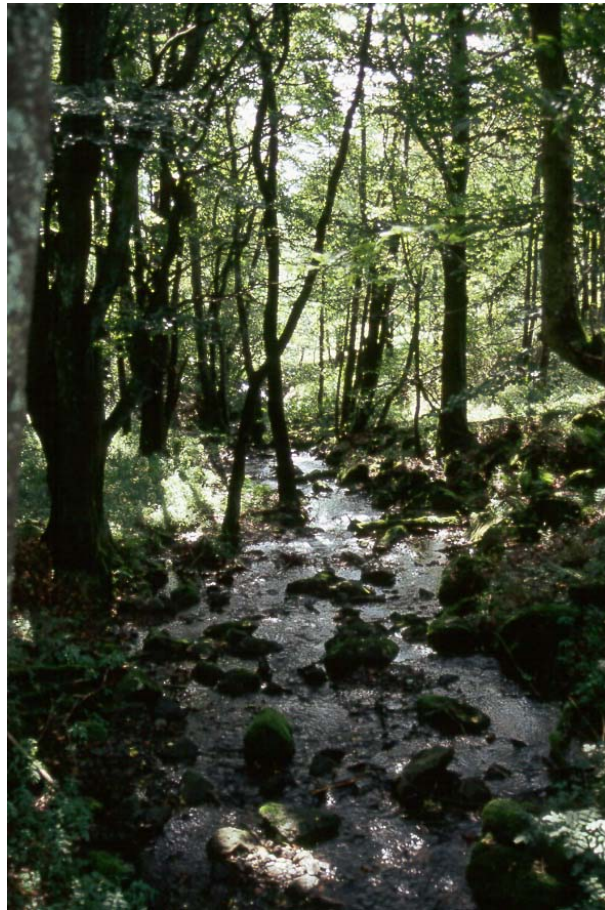


Abbildung 7: Typ MRS: Schwarzbach Höhe Jagdschlösschen (Probestelle Nr. 33, Bayern)

Einen starken Gegensatz zu Typ TN stellen die silikatisch-rhithral geprägten Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRS, Abbildung 7) dar. Sie sind meist nur ca. drei Meter breit, selten bis über zehn Meter. Ihre Wasserführung ist gering, es werden nur Tiefen bis etwa 30 cm erreicht. Im natürlichen Zustand sind die Fließgewässer meist von Wald umgeben und daher (stark) beschattet. Die Strömungsgeschwindigkeit ist fast immer als IV (schnell fließend) oder höher einzustufen (Abbildung 3). Diesen Bedingungen entsprechen auch die Substratverhältnisse, die sehr stark von Grobkies, Steinen und Blöcken dominiert werden (Abbildung 4). Aufgrund dieser Standortfaktoren ist die Hauptwuchsformengruppe der aquatischen Makrophyten die der Haptophyten, die hier von Moosen gebildet wird, Gefäß-Hydrophyten sind selten (Abbildung 5).

6.3.3 Karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRK)



Abbildung 8: Typ MRK: Würm bei Mühlthal (Probestelle Nr. 223, Bayern)

Dem silikatischen Typ ähnlich stellt sich der karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässertyp der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen dar. Zwar enthält dieser Typ auch größere Gewässer mit einer Breite von teilweise mehr als 30 Metern und bis zu einem Meter Tiefe, hohe Fließgeschwindigkeiten von IV (schnell fließend) und mehr weisen diesen Typ jedoch ebenfalls dem Rhithral zu. Die Beschattung kann auch hier hohe Werte erreichen (Abbildung 3). Überwiegend große Korngrößen sind charakteristisch für die rhithral geprägten Gewässer der Mittelgebirge, wobei im karbonatisch-rhithralen Mittelgebirgstyp der Anteil von Steinen und Blöcken etwas geringer ist als im Typ MRS (Abbildung 4). Den Großteil der Makrophytenvegetation stellen auch hier die Moose (Haptophyten). Durch die zum Teil größere Wasserführung treten, v. a. in eutrophierten Gewässern, auch Hydrophyten auf (Abbildung 5).

6.3.4 Potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP) inklusive Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)



Abbildung 9: Typ MPG: Innerer Rhein, Niederhausen (Probest. Nr. 881, Baden-Württemberg)

Potamale Mittelgebirgsgewässer ähneln in ihren Habitatbedingungen für Makrophyten den Niedergewassern Norddeutschlands (Abbildung 3). Die Gewässer des Typs MP(G) sind meist um 10 Meter breit und tiefer als 30 cm. Die Beschattung ist fast immer gering, die Fließgeschwindigkeit liegt im Bereich 0,1 bis 0,3 m/s (Klasse III, langsam fließend). Die Gewässer besitzen daher hohe Anteile an Feinsedimenten wie Schlamm, Sand und Feinkies. Grobe Substrate wie Grobkies, Steine und Blöcke machen hier jedoch ebenfalls einen großen Anteil an der Sedimentzusammensetzung aus (Abbildung 4). Diese für Wasserpflanzen günstigen Standortbedingungen führen zur Ausbildung einer vielfältigen Makrophytenvegetation mit einem hohen Prozentsatz an Hydrophyten (Abbildung 5).

7 Entwicklung des Bewertungsverfahrens

Die Wasserrahmenrichtlinie fordert eine Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten nach den Kriterien Artenzusammensetzung und Abundanz, als weitere wichtige Voraussetzung wird die Typspezifität der zu erarbeitenden Bewertungsverfahren erachtet. Die Degradation wird im Anhang V der WRRL als „Abweichung vom Referenzzustand“ definiert (EG 2000). Darüber hinaus soll im Hinblick auf die spätere Anwendbarkeit in der wasserwirtschaftlichen Praxis eine universelle Einsetzbarkeit sowie gute Praktikabilität gewährleistet sein, ohne die wissenschaftliche Genauigkeit zu vernachlässigen. Auf der Basis dieser Vorüberlegungen wurde das im Folgenden dargestellte Bewertungssystem entwickelt.

7.1 *Getrennte Betrachtung verschiedener Makrophyten-Lebensformen*

Makrophyten sind je nach ihrem spezifischen Standort im Gewässer unterschiedlichen Habitatbedingungen ausgesetzt. Strömung, Wassertiefe, Lichtklima, Substratzusammensetzung sowie die Nährstoffgehalte in Freiwasser und Sediment bestimmen die Lebensbedingungen der Wasserpflanzen in entscheidender Weise (vgl. Kapitel 3).

Der auffälligste Unterschied in der Lebensweise lässt sich zwischen submersen, d.h. fast vollständig untergetaucht lebenden so genannten Hydrophyten (= „Limnophyten“ nach GAMS 1925) und emersen, d. h. mit dem Großteil des Sprosses über die Wasseroberfläche ragenden Wasserpflanzen (Helophyten) feststellen. Die Lebensform ist dabei nicht immer artspezifisch festgelegt, Amphiphyten können sowohl hydro- als auch helophytisch auftreten.

Hydro- und Helophyten unterscheiden sich z.B. in der Art ihrer Nährstoffaufnahme, die bei vollständig submersen Arten zu unterschiedlichen Anteilen sowohl aus dem Freiwasser als auch aus dem Sediment erfolgen kann (CARIGNAN & KALFF 1980, CARIGNAN 1982, SCHNEIDER 2000), bei Helophyten jedoch fast ausschließlich aus dem Sediment erfolgen muss. Helophyten können zudem das für die Photosynthese nötige CO₂ direkt aus der Luft aufnehmen. Im Gegensatz dazu benötigen untergetauchte Pflanzen spezielle physiologische bzw. morphologische Anpassungen für die CO₂-Aufnahme aus dem Wasser (Kapitel 3). Auch Faktoren wie hydraulischer Stress oder unterschiedliches Lichtklima im Gewässer beeinflussen submerse Wasserpflanzen vollkommen anders als emers wachsende.

Aufgrund der extrem verschiedenen Habitatvoraussetzungen wirken auch (anthropogen bedingte) schädliche Veränderungen im Gewässer unterschiedlich auf Hydrophyten und Helophyten. Auf Degradationen, die in erster Linie mit Wasserinhaltsstoffen zusammenhängen (z.B. Versauerung oder Eutrophierung) reagieren submerse Pflanzen viel unmittelbarer als Helophyten, die nur sekundär, etwa über die Nährstoffzusammensetzung im Sediment von diesen Veränderungen betroffen sind.

Demgegenüber ziehen strukturelle Beeinflussungen, wie etwa der Verbau natürlicher Uferstrukturen oder Viehtränken, veränderte Umweltbedingungen nach sich, die in erster Linie die Helophyten betreffen, da diese meist in den Randbereichen des Gewässers vorkommen.

Auf der Basis dieser Überlegungen erweist es sich als sinnvoll, die submersen Makrophyten bei der Erstellung eines Bewertungssystems getrennt von den helophytischen Wasserpflanzen zu betrachten.

7.2 Teilaspekt Helophyten

Die Untersuchung der Degradation wurde in zwei Schritten vorgenommen. Zum einen wurde versucht, Unterschiede zwischen der Helophytenvegetation an Referenzstellen gegenüber der an degradierten Stellen herauszuarbeiten. Aufgrund theoretischer Überlegungen (s. o.) sowie Literaturangaben (SCHMEDTJE et al. 1998, MELZER et al. 1996, KOHLER et al. 2000) wurde im zweiten Schritt besonderes Augenmerk auf die Einflüsse struktureller Veränderungen auf die Helophyten gelegt. In diese Auswertungen gingen ausgewählte Angaben der Kartierprotokolle wie Ufer- oder Sohlverbau sowie bestimmte Einzelparameter der Strukturgüte ein. Strukturell unbeeinflusste Probestellen wurden also in ihrer emersen Vegetation mit veränderten Probestellen verglichen.

Aus multivariaten Statistiken (CCA) konnten keine Zusammenhänge zwischen Artenzusammensetzung der Helophyten und Degradation abgeleitet werden. Abbildung 10 zeigt beispielhaft den Scatterplot einer Kanonischen Korrespondenzanalyse von Fließgewässerstellen des Typs TN, in deren Berechnung die Artenzusammensetzung und Abundanz (Quantitäten) der Helophyten sowie Strukturfaktoren eingingen. Seltene Arten wurden abgewichtet, als Umweltvariablen für die strukturelle Degradation wurden die Hauptparameter der Strukturgütekartierung nach LAWA (2000) eingegeben.

Aus der Grafik wird ersichtlich, dass die Probestellen sich nicht entlang Gradienten der Degradation (hier durch die Pfeile symbolisiert) anordnen lassen, sondern sich mehr oder weniger indifferent gegenüber der Strukturgüte verhalten. Es können auch keine distinkten Gruppen von Probestellen unterschieden werden. Die Referenzstellen (abgebildet durch umgedrehte Dreiecke) lassen sich nicht von den übrigen Stellen abgrenzen und sind über die ganze Darstellung verteilt, woraus eine große natürliche Variabilität deutlich wird.

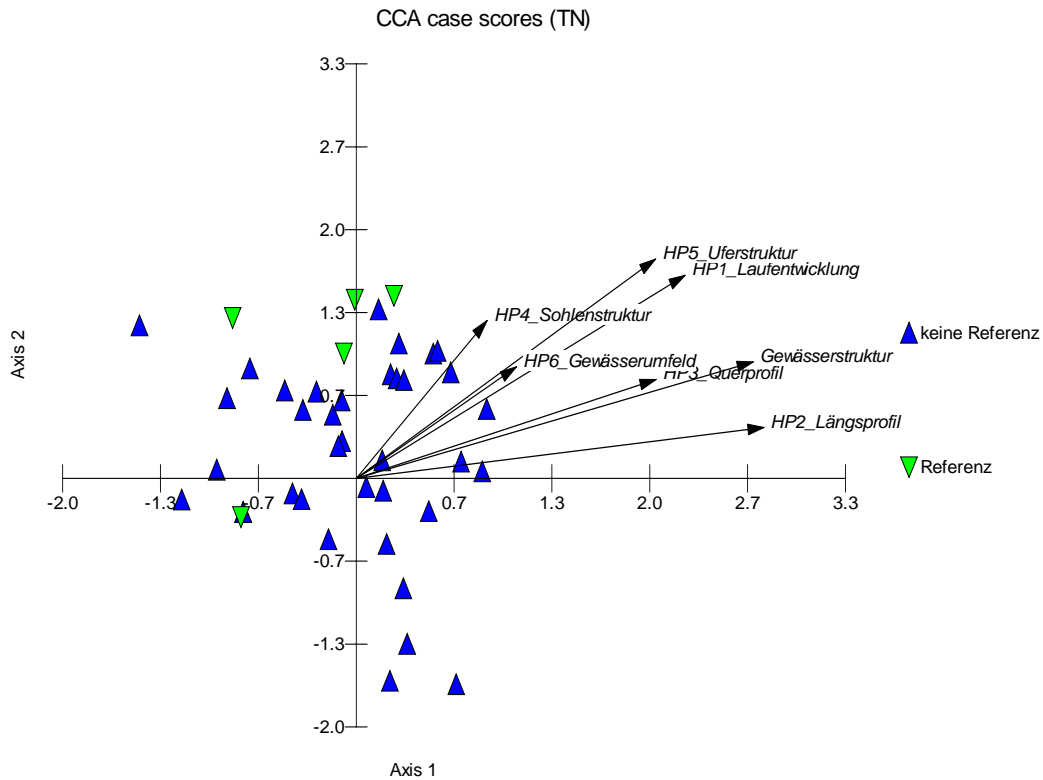


Abbildung 10: Fließgewässer-Typ TN, CCA-Scatterplot (Probstellen)

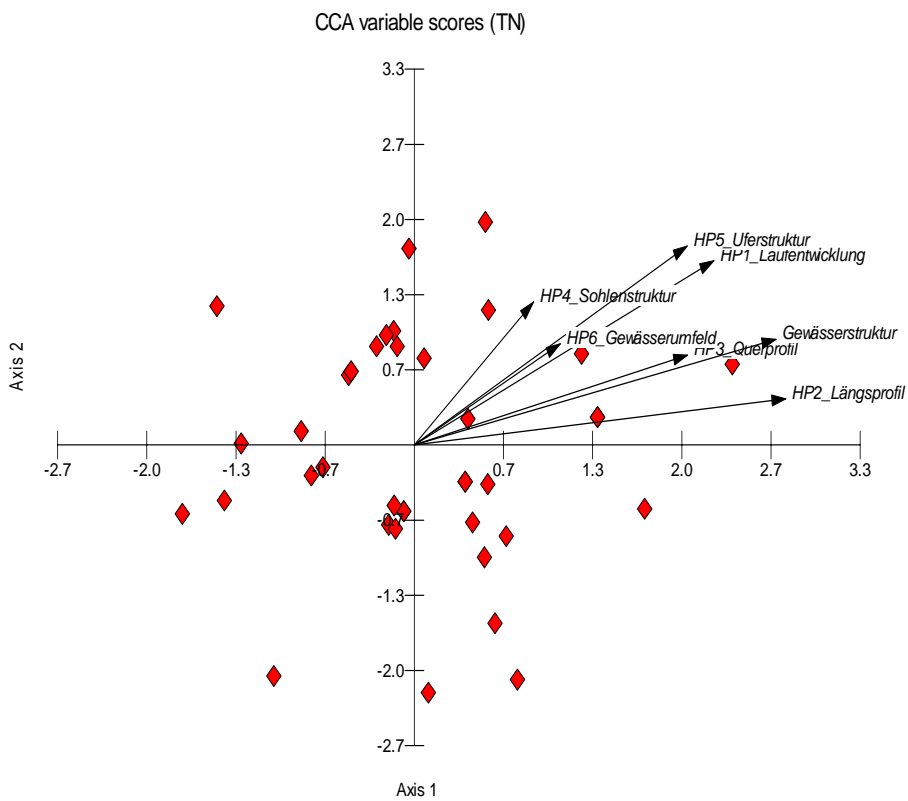


Abbildung 11: Fließgewässer-Typ TN, CCA-Scatterplot (Arten)

Bei Betrachtung der Arten ergibt sich ein ähnliches Bild (Abbildung 11). Der Großteil der Helophytenarten verhält sich indifferent gegenüber den Parametern der Strukturgüte, es sind keine (eventuell für eine Indikation verwendbaren) Artengruppen abgrenzbar.

Vergleichbare Kanonische Korrespondenzanalysen für die Fließgewässer-Typen MP(G), MRS und MRK erbrachten analoge Ergebnisse (siehe Anhang).

Zusätzlich zu den Korrespondenzanalysen wurden die Parameter Taxazahl, Gesamtquantität und Diversität (vgl. Kapitel 4) auf ihre Korrelation mit verschiedenen Strukturfaktoren untersucht. Es wurden sowohl Standortfaktoren aus dem Kartierprotokoll ausgewählt als auch Einzelparameter aus der Gewässerstrukturgüte-Kartierung nach LAWA (2000).

Exemplarisch für die dabei gewonnenen Ergebnisse (vgl. Anhang) sollen Abbildung 12 und Abbildung 13 betrachtet werden. Aus ihnen wird ersichtlich, dass bei bestimmten Strukturgegebenheiten zwar höhere Taxazahlen erreicht werden als bei anderen, geringes Helophytenvorkommen jedoch nicht als Merkmal einer Degradation aufgefasst werden kann, da es auch an strukturell unbeeinflussten Stellen und Referenzstellen auftritt.

Gesteigertes Helophytenwachstum (d.h. höhere Taxazahlen bzw. Gesamtpflanzenmengen) an degradierten Stellen im Vergleich zu Referenzstellen kann durch erhöhte Nährstoffbelastung der Fließgewässer entstehen. Eutrophierung und strukturelle Degradation können sich also gegenläufig auf Artenzusammensetzung und Abundanz von Helophyten auswirken. Eine quantitative Bewertung der Degradation anhand helophytischer Wasserpflanzen wird dadurch verhindert.

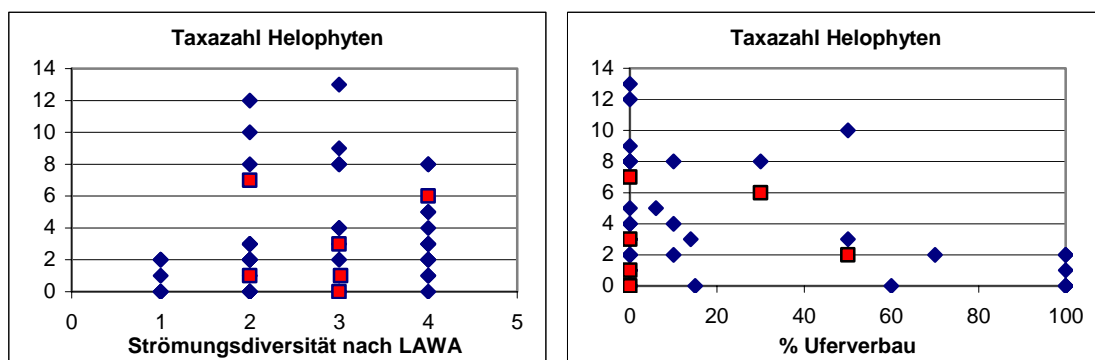


Abbildung 12 (links): Zusammenhang zwischen Helophytenartenzahl und Strömungsdiversität (1 = „sehr groß“ bis 5 = „keine“; Typ MRS, ■ = Referenzstelle)

Abbildung 13 (rechts): Zusammenhang zwischen Helophytenartenzahl und prozentualen Uferverbau (Typ MRS, ■ = Referenzstelle)¹

¹ Da bei der Überprüfung der Referenzstellen (vgl. Kapitel 4) die Gewässerstruktur nur als „weiches“ Kriterium verwendet wurde, wurden auch teilweise verbaute, aber sonst unbelastete Probestellen als Referenzstellen verwendet.

Auch eine Berücksichtigung natürlicher Ursachen, die das Wachstum von Helophyten einschränken, erbrachte nur eine minimal bessere Korrelation der Struktur mit den verwendeten Kenngrößen (Abbildung 14 und Abbildung 15). Durch das Ausklammern von Stellen mit hoher Beschattung und/oder hohem Waldanteil erhöht sich der Korrelationskoeffizient nur von $R^2 = 0,1008$ auf $R^2 = 0,1229$, die Variabilität der Taxazahlen bleibt annähernd gleich hoch.

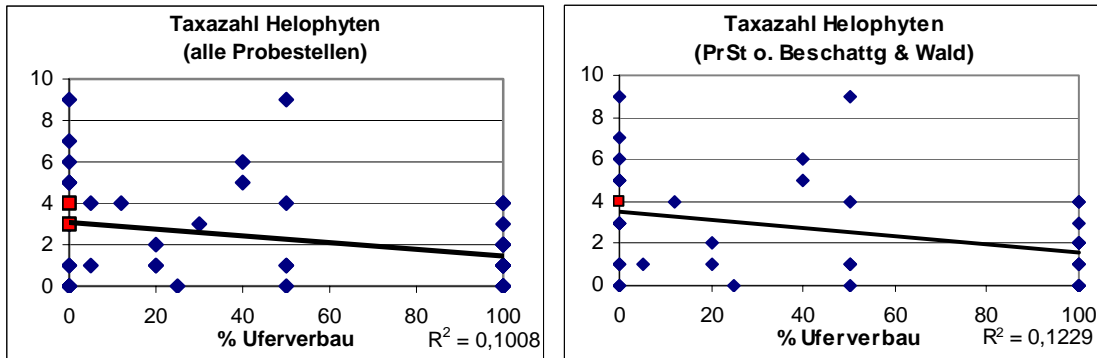


Abbildung 14 (links): Zusammenhang zwischen Helophyten taxazahl und prozentualem Uferverbau (Typ MP(G); alle Probestellen (N = 57), ■ = Referenzstelle)

Abbildung 15 (rechts): Zusammenhang zwischen Helophyten taxazahl und prozentualem Uferverbau (Typ MP(G), Probestellen ohne starke Beschattung und Wald am Ufer (N = 43), ■ = Referenzstelle)

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass verschiedene Korrelationen von Artenzusammensetzung und Abundanz mit strukturellen Degradationen von Fließgewässerstellen keine verwertbaren Ergebnisse erbrachten. Versuche, die strukturellen Belastungen der Stellen mit den Kenngrößen der Gesellschaftsstruktur wie Taxazahl, Gesamtquantität oder Diversität zu korrelieren, scheiterten an der großen natürlichen Variabilität der Helophytenvegetation. Auch vegetationsökologische Tabellenarbeit führte zu keinem verwertbaren Ergebnis.

Bestimmte anthropogene Eingriffe wie z.B. massiver Uferverbau führen zwar zu einem offensichtlichen Rückgang von Artenzahlen und Gesamtabundanz helophytischer Makrophyten. Umgekehrt kann jedoch nicht vom Fehlen einer ausgeprägten Helophytenvegetation auf eine strukturelle Degradation geschlossen werden, da geringe Abundanzen emerser Arten auch unter unbeeinflussten Bedingungen vorkommen können.

Augenscheinlich werden die Einflüsse morphologischer Veränderungen durch andere, teilweise natürliche Parameter (z.B. Fließgeschwindigkeit, Trophie, Ufervegetation, kleinräumige Substratzusammensetzung, vgl. SCHMEDTJE et al. 1998) überlagert. Auch gegenläufige Effekte verschiedener Standortfaktoren können auftreten, etwa eine Erhöhung der Helophytenbiomasse von Röhrichtarten wie *Phalaris arundinacea* durch steigende Trophie (BRÄNDLE et al. 1996) bei gleichzeitiger negativer Beeinflussung durch Sohlverbau.

Ein Ausklammern aller natürlichen Ursachen der Variabilität, wie z.B. Beschattung oder Uferbewuchs, ist mit dem vorliegenden Datensatz nicht durchführbar, da sonst ein zu großer Teil der Probestellen ausgeschlossen werden muss. Sinnvolle statistische Auswertungen sind dann nicht mehr möglich.

Ein auf der Untersuchung einzelner Fließgewässerstellen basierendes ökologisches Bewertungsverfahren mit Hilfe der Helophyten kann somit nicht erstellt werden. Daher beschränkt sich das im Folgenden vorgestellte Bewertungsverfahren mit Makrophyten an Fließgewässern auf die hydrophytische Vegetation. Dies entspricht der Vorgehensweise von bereits existierenden Bewertungssystemen für Makrophyten, die sich ebenfalls auf submerse Taxa beziehen (MELZER 1988, KOHLER et al. 1994, SCHNEIDER 2000).

7.3 Teilaspekt Hydrophyten

Als „Hydrophyten“ werden in der vorliegenden Arbeit alle submers wachsenden Makrophyten bzw. Schwimmblattpflanzen sowie Pleustophyten (Wasserschweber) verstanden. Diese Definition beinhaltet auch submers wachsende Amphiphyten.

7.3.1 Beschreibung des Degradationsverlaufes innerhalb eines Typs

Zur Beschreibung des typspezifischen Degradationsverlaufes wurden die Art- und Abundanzdaten aller Probestellen eines Makrophyten-Typs verschiedenen Auswertungsansätzen, wie z.B. multivariaten statistischen Verfahren, unterzogen. Als erfolgreichste Methode erwies sich dabei die Arbeit an Vegetationstabellen, anhand derer typspezifische ökologische Artengruppen erarbeitet werden konnten. Grundlage für die Beschreibung des typspezifischen Degradationsverlaufes ist daher eine Tabelle, in der die Anordnung der Arten nach rechts, die der Probestellen nach unten erfolgt (in Abbildung 16 beispielhaft dargestellt für Fließgewässer-Typ MRK).

Um die typspezifische Vegetation an den Referenzstellen zu erhalten, werden die Referenzstellen (fett kursiv in Abbildung 16) innerhalb der Tabelle oben angeordnet und bilden den Bezugspunkt, an dem die übrigen Stellen gemessen werden. Arten, die überwiegend an Referenzstellen vorkommen, werden links angeordnet.

Die übrigen Probestellen werden nach unten mit zunehmender Abweichung ihrer Artenzusammensetzung und Abundanz von der „Referenzbiozönose“ angeordnet, wodurch sich die Probestellen nach zunehmender Degradation gruppieren.

Dabei werden auch die Arten von links nach rechts entsprechend ihres gemeinsamen Vorkommens mit Taxa der Referenzbiozönose angeordnet. Arten, die erst bei sehr starkem Rückgang oder Ausfall der Referenztaxa zur Dominanz gelangen, stehen damit in der Tabelle rechts.

7.3.2 Einteilung der Arten in ökologische Artengruppen

Der Verlauf der Degradation innerhalb der Typen ist nicht eindeutig anhand einzelner Arten nachvollziehbar. Eine reale „Referenzbiozönose“ im pflanzensoziologischen Sinne, die an allen Referenzstellen auch real existieren müsste, ist als solche nicht anhand definierter Arten festlegbar, da die Variabilität auch innerhalb eines Typs relativ hoch ist. Dies resultiert daraus, dass jedes Gewässer eigentlich als Individuum (SCHMITZ 1955, RUESS 1954 zit. aus WIEGLEB 1988) aufgefasst werden muss, und jede Form von Typisierung eine mehr oder weniger grobe Zusammenfassung darstellt (BOEHMER 2002).

Die Faktoren, die die endgültige Zusammensetzung der Biozönose an einem Standort bestimmen, sind extrem variabel und gewässerspezifisch (WERLE 1982). Vor allem kleinräumige Wechsel in Strömungsbedingungen und Substratzusammensetzung führen zum Vorhandensein verschiedener Arten. So können z.B. einige Moosarten nicht nur von der Wasserchemie, sondern auch von der geochemischen Zusammensetzung ihres direkten Substrates, etwa eines Steines im Gewässerbett abhängig sein (NEBEL & PHILIPPI 2000 und 2001.) Arten, die strömungsgeschützte Bereiche im Gewässer bevorzugen, kommen auch in kleineren Stillwasserzonen vor. Verbreitungsbiologische Effekte spielen ebenso eine Rolle, z.B. das Vorhandensein von größeren Stillwasserbereichen, die für einen Diasporennachschub limnophiler Arten sorgen (z.B. Seeausflüsse; SCHÖNBORN 1992, POTT & REMY 2000).

Einige Makrophytenarten können sich aber in ihren ökologischen Ansprüchen gegenseitig bei der Besetzung bestimmter Nischen „ersetzen“. Solche Arten haben einen ähnlichen Informationswert für die Bioindikation, und können auch für die Bewertung untereinander ausgetauscht werden (z.B. *Sparganium emersum* und *Potamogeton pectinatus*, WIEGLEB 1981). Auf dieser Annahme basieren auch frühere Bewertungsschemata, die Arten einen bestimmten Indikationswert zuweisen (MELZER 1988, WIEGLEB 1981, HOLMES et al. 1999).

Aufgrund dieser Überlegungen werden die im jeweiligen Typ vorkommenden Arten entsprechend ihrer ökologischen Ansprüche in **Artengruppen** eingeteilt, deren Mitglieder sich in ihrem Informationswert ähneln und sich so gegenseitig ersetzen oder ergänzen können. Diese Vorgehensweise bietet außerdem den Vorteil einer guten Erweiterbarkeit des Bewertungsverfahrens hinsichtlich neuer Arten und/oder Typen.

Aus der Anordnung der Arten in der Vegetationstabelle (vgl. Abbildung 16) lassen sich drei Artengruppen ableiten. Die Taxa dieser Gruppen kommen entweder überwiegend im Referenzzustand, über mehrere/alle Zustandsstufen verteilt oder überwiegend an degradierten Probestellen vor. Die aufgrund der vorliegenden Datenbasis erarbeiteten Artengruppen (A, B, C) wurden anhand geeigneter – d.h. dem Typ entsprechender – Literaturbelege (z.B. SCHMEDITJE et al. 1998²) und eigenem Experten-

² Weitere Literaturbelege werden in den Kapiteln zur typspezifischen Bewertung (Kapitel 7.4) aufgeführt.

wissen überprüft und gegebenenfalls korrigiert. Da die so erstellten Artengruppen nicht den Anspruch der absoluten Vollständigkeit erheben können, wurden zusätzlich Arten aus der Literatur ergänzt¹.

Artengruppe A enthält Arten, die an Referenzstellen dominieren und somit als typspezifisch bezeichnet werden können. Ausgeschlossen wurden dabei Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt im Bereich belasteter Gewässer liegt.

Artengruppe B umfasst alle Taxa mit weiter ökologischer Amplitude sowie solche mit Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich. Je nach Belastung der Stellen kommen diese neutralen (indifferenten) Arten gemeinsam mit unterschiedlich hohen Anteilen der anderen Gruppen vor.

In **Artengruppe C** werden Störzeiger zusammengefasst, die einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt an degradierten Standorten zeigen und höchstens in geringen Mengen an den Referenzstellen auftreten.

Schematisiert gesehen ergibt sich für die Artengruppen mit zunehmender Degradation eine Verteilung ihrer prozentualen Gesamtabundanz wie in Abbildung 17 dargestellt. Überschneidungen zwischen den Artengruppen sind typabhängig und variabel, z.B. können sich die Artengruppen auch überlappen.

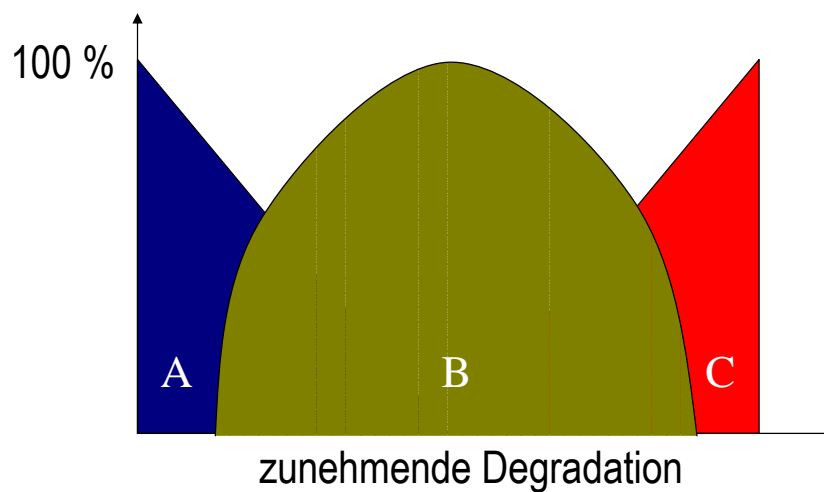


Abbildung 17: Schematisierte Verteilung der Artengruppen auf die Probestellen innerhalb eines Typs

Die Einteilung der Arten wird für jeden Makrophyten-Typ in einer eigenen Artenliste wiedergegeben (vgl. Kapitel 7.4.1 bis 7.4.4). Eine vollständige Liste aller Taxa mit Zuordnung zu den typspezifischen Artengruppen findet sich im Anhang.

7.3.3 Berechnung des „Referenzindex“

Zur Quantifizierung der Degradation als Abweichung von der Referenzbiozönose wird ein „Referenzindex (RI)“ berechnet. Hierfür werden aus den bei der Kartierung erhobenen Pflanzenmengen metrische Quantitätsstufen ermittelt (vgl. Kapitel 4). Die prozentualen Anteile der Artengruppen A, B und C an der Gesamtquantität aller Taxa gehen in folgende Formel ein:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI	=	Referenzindex
Q_{Ai}	=	Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe A
Q_{Ci}	=	Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe C
Q_{gi}	=	Quantität des i-ten Taxons aller Gruppen
n_A	=	Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A
n_C	=	Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C
n_g	=	Gesamtzahl der Taxa aller Gruppen

7.3.4 Voraussetzungen für die Berechnung der Indices

Bei der Berechnung des Referenzindex für die einzelnen Fließgewässer-Typen sind die typspezifischen Voraussetzungen (z.B. Mindestquantität) zu beachten. Sie sind in den folgenden Kapiteln näher erläutert. Sollten bei neuen Kartierungen Arten auftreten, die in der angegebenen Artenliste fehlen (**nicht indikative Arten**), werden diese Arten für die Indexbewertung nicht berücksichtigt. Da bei einem größeren Anteil nicht eingestufte Arten eine Verfälschung des Indexwertes zu erwarten ist, soll bei einem Anteil von $\geq 25\%$ nicht indikativer Arten an der Gesamtquantität der Index als nicht gesichert betrachtet werden.

7.3.5 Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen nach WRRL

Die Zuordnung der Indexgrenzen zu den ökologischen Zustandsklassen (vgl. z.B. Tabelle 9) orientiert sich zum einen an der natürlichen Varianz der Biozönose an den Referenzstellen. Dadurch ergeben sich typspezifisch unterschiedliche Indexgrenzen für die Zustandsstufe 1. Zum anderen wurde auf der Grundlage von Expertenwissen versucht, die in der WRRL (EG 2000, Anhang V) geforderte Klassifikation der Zustandsstufen anhand ihrer Abweichung vom Referenzzustand zu quantifizieren.

In Anhang V werden für die Zustandsstufe 1 (sehr guter Zustand) nur „sehr geringfügige“ Abweichungen vom Referenzzustand zugelassen, für die Zustandsstufen 2 und 3 (guter/mäßiger Zustand) werden „geringe“ bzw. „mäßige“ Abweichungen toleriert. Die Zustandsstufe 4 (unbefriedigend) wird bei erheblicher Abweichung der Biozönose vom Referenzzustand vergeben, Zustandsstufe 5 (schlecht) bei Fehlen von großen Teilen der Biozönose.

Zustandsstufe 1 wird demnach durch die Spannweite der Indexwerte an den Referenzstellen definiert. Diese Indexspanne ergibt sich v. a. durch unterschiedliche Anteile der Artengruppen A und B an der Referenzbiozönose. Der gute Zustand (2) zeigt geringe Abweichungen von der Referenzgesellschaft, typspezifische Arten der Artengruppen A und B überwiegen gegenüber Störzeigern. Der mäßige Zustand (3) wird durch einen deutlichen Rückgang der Qualitätszeiger definiert, im mangelhaften Zustand (4) überwiegen Störzeiger. Auch bei ausschließlichem Vorkommen von Arten der Gruppe C wird die Zustandsstufe 4 vergeben. Eine Indikation des schlechten Zustandes (5) muss bei Verödung der makrophytischen Vegetation erfolgen (vgl. Kapitel 3 und 7.4).

7.4 *Typspezifische Besonderheiten im Bewertungsverfahren*

Im Folgenden wird die Anwendung des vorgestellten Bewertungsverfahrens auf die verschiedenen Typen von Fließgewässern erläutert. Bei einigen Makrophyten-Typen sind dabei Modifikationen der oben beschriebenen Vorgehensweise nötig. Die Reihenfolge der beschriebenen Typen ergibt sich aus der zunehmenden Komplexität des Verfahrens.

Aus der im Projekt vorgegebenen Datengrundlage konnten nur Bewertungsansätze für die Typen MRK, MRS, MP (incl. MPG) und TN entwickelt werden, die im Folgenden erläutert werden. Für die Typen TR, TN_g sowie M_g war die Aufstellung von Bewertungsmaßstäben aufgrund der geringen Zahl der untersuchten Probestellen in diesen Typen nicht möglich.

7.4.1 **Karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRK)**

Bewertung

Die Bewertung innerhalb des karbonatisch-rhithralen Mittelgebirgstyps erfolgt nach der oben beschriebenen Vorgehensweise. Der Referenzindex wird nach der in Kapitel 7.3.3 dargestellten Formel errechnet.

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für Typ MRK sind in Tabelle 10 zusammengefasst. Die Artengruppen wurden aus BACKHAUS (1967), WEBER-OLDECOP (1974), KRAUSE (1979), KÖCK (1985), WEYER et al. (1990), SMITH (1992 und 1996), LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (1992), TREMP & KOHLER (1993), MÜHLENHOFF & BÜDEL (1995), SCHMEDTJE et al. (1998), TREMP (1999), PATON (1999) sowie NEBEL & PHILIPPI (2000 und 2001) ergänzt.

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Gesamtquantität an der Probestelle muss mindestens 16 betragen, d. h. es müssen bei geringen Quantitäten sehr viele Arten, sonst mindestens zwei eingestufte Arten mit Pflanzenmenge 2 bzw. eine Art mit Pflanzenmenge 3 vorhanden sein. Diese geringe geforderte Gesamtpflanzenmenge ergibt sich aus der Tatsache, dass Typ MRK v. a. von Moosen charakterisiert wird, die *a priori* mit geringen Pflanzenmengen auftreten. Unterhalb einer Gesamtquantität von 16 muss der Index als nicht gesichert gelten. Er kann dann nur als Tendenz bzw. zur Unterstützung bei der Bewertung mit anderen in der Wasserrahmenrichtlinie geforderten Organismengruppen herangezogen werden.

Indexgrenzen

Die Einteilung der Indexklassen erfolgte für den Typ MRK nach dem in Abbildung 18 dargestellten Schema. Es zeigt die der Bewertung zugrunde liegende Vegetationstabelle. Dunklere Hintergrundfarben verdeutlichen eine Zunahme in der Abundanz der betreffenden Artengruppe. Probestellen mit Gesamtquantitäten < 16 sind im Schema nicht dargestellt. Die Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen ist in Tabelle 9 zusammengefasst.

Die Abgrenzung der ökologischen Zustandsstufen 2 und 3 (Handlungsbedarf nach WRRL) wurde dabei anhand der Arten der Referenzbiozönose vorgenommen. In der Zustandsstufe 2 wird der überwiegende Anteil der Biozönose noch von Arten gebildet, die auch an Referenzstellen vorkommen. Zustandsstufe 3 wird demgegenüber durch zusätzliches Auftreten von Taxa der Artengruppe C charakterisiert, während die Elemente der Referenzbiozönose weiter zurücktreten. Zustandsstufe 4 wird bei starker Dominanz von Störzeigern indiziert. Die Zustandsstufe 5 (Makrophytenverödung, s. u.) wird für den Typ MRK nicht vergeben, da aufgrund der standörtlichen Voraussetzungen in diesem Typ eine geringe Gesamtquantität von Makrophyten typspezifisch sein kann. Aus dem Fehlen von Makrophyten kann also nicht auf eine Degradation geschlossen werden.

Tabelle 9: Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MRK)³

Indexwert Typ MRK	Ökolog. Zustandskl.	Einschränkung/ Bedingung
100 ... 20	1	falls 5 % < C ≤ 20 % → Zustand 2; C > 20 % → Zustand 3
< 20 ... (- 15)	2	falls C > 20 % → Zustand 3
< (- 15) ... (- 50)	3	
< (- 50) ... (- 100)	4	

³ Die Farbgebung orientiert sich an den im Anhang V der WRRL vorgegebenen Schema für den ökologischen Zustand: sehr gut (blau) – gut (grün) – mäßig (gelb) – unbefriedigend (orange) – schlecht (rot).

Tabelle 10: Artengruppen Typ MRK, teilweise ergänzt (*); Gattungen mit „sp.“ sind ohne übrige eingestufte Arten zu verstehen.

A	B	C
Amblystegium fluviatile	Agrostis gigantea	Butomus umbellatus
Amblystegium tenax	Agrostis stolonifera	Ceratophyllum demersum*
Brachythecium plumosum*	Angelica sylvestris	Elodea canadensis
Brachythecium rivulare	Azolla sp.*	Elodea nuttallii
Brachythecium rutabulum	Berula erecta	Hottonia palustris*
Bryum argenteum	Calliergonella cuspidata	Hydrocharis morsus-ranae*
Bryum bicolor agg.	Callitriche sp.*	Lagarosiphon major*
Bryum sp.	Caltha palustris*	Lemna gibba*
Bryum turbinatum	Cardamine amara	Lemna minor
Calliergon giganteum*	Carex sp.*	Lemna trisulca*
Callitriche hamulata	Cinclidotus riparius	Myriophyllum spicatum
Callitriche obtusangula	Dactylis glomerata	Najas minor*
Callitriche stagnalis*	Deschampsia cespitosa	Nuphar lutea*
Chara sp.*	Equisetum sp.*	Nymphaea alba*
Chiloscyphus polyanthos	Fissidens crassipes*	Potamogeton bertholdii
Cinclidotus aquaticus*	Fissidens fontanus*	Potamogeton crispus
Cinclidotus danubicus	Fontinalis antipyretica	Potamogeton helveticus*
Cinclidotus fontinaloides*	Galium palustre	Potamogeton lucens x natans*
Conocephalum conicum*	Glyceria fluitans	Potamogeton lucens*
Cratoneuron commutatum*	Glyceria maxima*	Potamogeton natans*
Cratoneuron filicinum	Groenlandia densa*	Potamogeton nodosus x natans*
Dichodontium pellucidum	Hippuris vulgaris*	Potamogeton nodosus*
Didymodon ridigulus	Holcus lanatus	Potamogeton panormitanus*
Drepanocladus aduncus	Juncus articulatus*	Potamogeton pectinatus
Drepanocladus fluitans*	Leptodictyum riparium	Potamogeton perfoliatus*
Eleocharis acicularis*	Leskea polycarpa*	Potamogeton trichoides*
Eucladium verticillatum*	Marchantia polymorpha	Ranunculus aquatilis*
Fissidens arnoldii*	Mentha aquatica agg.*	Ranunculus penicillatus*
Fissidens grandifrons*	Myosotis scorpioides agg.*	Sagittaria sp.*
Fissidens rufulus*	Myriophyllum verticillatum*	Sparganium emersum
Fontinalis squamosa*	Najas marina*	Sparganium erectum*
Hygrohypnum duriusculum*	Nasturtium officinale agg.	Spirodela polyrhiza
Hygrohypnum eugyrium*	Nitella flexilis*	Trapa natans*
Hygrohypnum luridum	Oenanthe aquatica*	Zannichellia palustris
Hygrohypnum ochraceum*	Phalaris arundinacea	
Hymenostylium recurvirostre*	Poa sp.	
Hyocomium armoricum*	Polygonum amphibium*	
Juncus subnodulosus*	Polygonum hydropiper	
Jungermannia atrovirens	Potamogeton filiformis*	
Jungermannia exsertifolia*	Potamogeton mucronatus*	
Jungermannia sphaerocarpa*	Potamogeton obtusifolius*	
Marsupella aquatica*	Potamogeton perfoliatus x lucens*	
Marsupella emarginata*	Potamogeton x nitens*	
Myriophyllum alterniflorum*	R. fluitans x trichophyllum	
Nardia compressa*	Ranunculus circinatus x trichophyllum*	
Nitella sp.*	Ranunculus circinatus*	
Nitelopsis sp.*	Ranunculus fluitans	
Pellia endiviifolia*	Ranunculus trichophyllum	
Potamogeton alpinus*	Rhynchosstegium riparioides	
Potamogeton coloratus*	Riccia fluitans*	
Racomitrium aciculare*	Riccia rhenana*	
Ranunculus peltatus*	Schoenoplectus lacustris*	
Rhynchosstegium murale	Veronica anagallis-aquatica	
Rhytidiadelphus squarrosus		
Riccardia chamaedryfolia*		
Ricciocarpos natans*		
Scapania undulata		
Schistidium rivulare*		
Scorpidium scorpioides*		
Thamnobryum alopecurum*		
Tolypella sp.*		
Utricularia sp.*		

p_rSNr prst_abk	Artengruppe A	Artengruppe B	Artengruppe C	Bewertung
	Callitriche obtusangula Hygroamblystegium fluviatile Hygroamblystegium tenax Brachythecium rivulare Brachythecium rutabulum Bryum argenteum Bryum bicolor Bryum sp. Bryum turbinatum Chiloscyphus polyanthos Cinclidius aquaticus Cinclidius danubicus Ceratoneuron filicinum Dichodontium pellucidum Didymodon rigidulus Drepanocladus aduncus Hygrohypnum luridum Jungermannia atrovirens Rhychoetogium murale Rhytidadelphus squarrosus Scapania undulata Callitriche sp. Callitriche hamulata Polygonum hydrophyper Angelica sylvestris (submers) Cardamine amara (submers) Nasturtium officinale (submers) Veronica anagallis-aquatica Agrostis gigantea Agrostis stolonifera (submers) Dactylis glomerata (submers) Deschampsia caespitosa (submers) Glycena fluitans (submers) Holcus lanatus (submers) Phalaris arundinacea (submers) Poa s. (submers) Berula erecta (submers) Ranunculus fluitans R. fluitans x trichophyllus R. trichophyllus Calliergonella cuspidata Cinclidius riparius Fontinalis antipyretica Leptodictyum riparium Marchantia polymorpha Rhynchosetogium riparioides Elodea canadensis Elodea nuttallii Potamogeton crispus P. pectinatus Zannichellia palustris Myriophyllum spicatum Butomus umbellatus (submers) Sparganium emersum (submers) Lemna minor Spirodela polythiza	%C Referenzindex		
5002 lech_r11	3			0 100
5000 mandl_a106				0 97
5017 ager_w13	2 1 2			0 89
2399 salzach_laufen	2 2			0 80
5020 redl_w35	3			0 56
2393 ammer_ettal	2	1		0 55
60 tir_achen_staud	2			0 50
5018 schw_w26	3			0 49
2412 alme_nied				0 21
2435 lois_gap	1 2			0 20
122 zaubach_ststein				0 0
227 don_kloest				0 0
2434 lech_ll				1 0
5006 krungl_kb1	1		1	0 0
324 o_argen_hoell				0 0
151 lauer_roth				0 0
333 rohrd_b_reng		2 3		0 0
834 ulster_ubreizb		1		0 0
2325 iller_krugz				0 0
5009 ant_279				0 0
140 ellenb-euss		3 2 2		0 0
5015 krems_f46				0 0
85 regen_regenst				0 0
5014 krems_294				0 0
147 gollach_aub				0 0
739 bai_rot_rupp				6 -6
2432 verf_b_winkl				18 -18
223 wuerm_muehl		1		21 -21
61 wuerm_lochh				25 -25
2107 ilm_nied2				32 -32
90 schwarzb_krum				67 -67
145 fr_saale_als				48 -48
5011 mat_298				50 -50
5013 mat_f106				72 -72
56 ilm_eichelb				83 -83
5012 mat_302				85 -85
11 oe_guenz_moosm				95 -95
2330 kammell_niederr				98 -98
157 rippach_taub				98 -98
78 gebenb_godl				100 -100
2298 aiter_salch				100 -100

Abbildung 18: Schema für die Einteilung der Indexwerte (Pflanzenmengen Submers, Typ MRK)

7.4.2 Silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MRS)

Bewertung

Die Bewertung der submersen Makrophyten wird analog der im Kapitel 7.3.3 beschriebenen Methode durchgeführt. Die besonderen morphologischen Eigenschaften von Typ MRS (grobes Substrat, meist geringe Breite und Tiefe des Gewässers sowie starke Beschattung) haben zur Folge, dass die **Bryophyta** in diesen rhithral-silikatisch geprägten Fließgewässern eine besonders wichtige Rolle spielen. Demgegenüber treten die übrigen submersen Hydrophyten in ihrer Bedeutung zurück, da v. a. zu starke Beschattung für sie eine Limitierung darstellt. Um eine Bewertung auch für beschattete Standorte zu ermöglichen, werden die Moose für diesen Typ in einer eigenen Vegetationstabelle untersucht und bewertet. Die übrigen Hydrophyten werden gesondert betrachtet und dienen der Ergänzung (s. u.).

Eine weitere typspezifische Besonderheit im Typ MRS ist die in silikatisch geprägten Fließgewässern als zusätzliche Degradationsart auftretende **Versauerung**. Die geringe Pufferkapazität kalkarmer Fließgewässer gegenüber Säureeinträgen aus der Umwelt führt dabei zu einer Absenkung des pH-Wertes, die für viele Makrophyten zum limitierenden Faktor werden kann (ARTS et al. 1990). Einige Spezialisten unter den Bryophyta können jedoch auch in versauerten Fließgewässern vorkommen (z.B. *Scapania undulata*, *Marsupella emarginata*, *Sphagnum sp.*) und dienen seit längerem als Indikatoren der Versauerung (TREMP & KOHLER 1993, 1995). Diese versauerungstoleranten Arten können zwar auch bei nicht versauerten Verhältnissen vorkommen, bleiben aber bei zunehmender Versauerung als alleinige Mitglieder der Biozönose zurück, während sensible Arten durch zunehmenden Säureeinfluss verdrängt werden (LFU BADEN-WÜRTTEMBERG 1992, STETZKA & BAUMANN 2002). Sie können also, wenn sie alleine, d. h. nicht zusammen mit versauerungsempfindlichen Arten vorkommen, als Bioindikatoren für die Versauerung herangezogen werden.

Für den Typ der rhithralen silikatisch geprägten Fließgewässer wird daher ein zusätzliches Modul „Versauerung“ eingeführt. Versauerungszeigende Arten (nach TREMP & KOHLER 1993, NEBEL & PHILIPPI 2000, 2001, SCHMEDTJE et al. 1998, LFU BADEN-WÜRTTEMBERG 1992) werden hierfür in eine gesonderte Artengruppe „V“ (vgl. Tabelle 11) eingeordnet.

Anhand der Moosvegetation erfolgt zunächst die Bewertung der Versauerung der Probestelle, die durch eine alleinige Deckung von Versauerungszeigern aus der Artengruppe V (100 % V) indiziert wird. Liegt eine Versauerung vor, wird die Probestelle mit Zustandsstufe 3 bewertet. Wird keine Versauerung angezeigt, gilt für die Bewertung der Probestelle die Einstufung nach dem (modifizierten) Referenzindex (s. u.). Eine detailliertere Zuordnung zu den einzelnen Zustandsstufen mittels Versauerungszeigern wird nicht vorgenommen.

In nicht versauerungsgefährdeten Gewässern zeigt das Auftreten von Arten der Gruppe V unbelastete Verhältnisse an (HOLMES et al. 1999, HARDING 1981, SCHMEDTJE et al. 1998). Die versauerungstoleranten Arten aus Gruppe V können also, wenn keine Versauerung vorliegt, zusammen mit Gruppe A betrachtet werden. Für die Berechnung des Referenzindex wird dann die Quantitätssumme der Artengruppe V zum Wert der Artengruppe A addiert:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} + \sum_{i=1}^{n_V} Q_{Vi} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI	=	Referenzindex
Q _{Ai}	=	Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe A
Q _{Vi}	=	Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe V
Q _{Ci}	=	Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe C
Q _{gi}	=	Quantität des i-ten Taxons aller Gruppen
n _A	=	Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A
n _C	=	Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C
n _V	=	Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe V
n _g	=	Gesamtzahl der Taxa aller Gruppen

Entsprechend Tabelle 13 erfolgt die Einteilung der Probestellen dann je nach Indexwert in die Zustandsstufen 1 bis 3. Die Zustandsstufen 4 und 5 werden bei der Indexberechnung anhand der Moose nicht getrennt indiziert. Kann bei vollständigem Fehlen von Bryophyta keine Erklärung durch natürliche Umstände erfolgen, wird Zustandsstufe 4/5 vergeben, da in diesem Fall von einer sehr starken Degradation durch z.B. Eutrophierung, organische Belastung, künstlich erhöhte Trübung oder Versauerung ausgegangen werden muss (Verödung, nach NEBEL & PHILIPPI 2000). Der Index soll aber in diesem Fall als nicht gesichert angesehen werden.

Zur umfassenden Bewertung von Fließgewässern des Typs MRS müssen drei Teilmodule des Referenzindex berechnet werden: Nach der Indexberechnung für das Modul Versauerung und der Bewertung der Moosbiozönose an der Probestelle erfolgt zusätzlich eine Bewertung der übrigen Hydrophyten an der Probestelle (Tabelle 12, Abbildung 20). Diese werden gemäß der allgemeinen Vorgehensweise bewertet und die Probestellen in Zustandsstufen eingeteilt.

Verschneidung der Module

Die Zusammenfassung der einzelnen Zustandsklassen, die sich aus der Bewertung der Module Versauerung, Moose und übrige Hydrophyten ergeben, erfolgt für die einzelnen Probestellen nach dem „worst-case“-Prinzip: der jeweils schlechteste Wert bestimmt die endgültige Einstufung der Probestelle. Durch diese Vorgehensweise werden verschiedene Möglichkeiten der Degradation abgedeckt: Bei ansonsten unbelasteten Verhältnissen aber gleichzeitiger Versauerung wird die Degradation über das Modul Versauerung indiziert. Tritt Eutrophierung auf, wird dies durch abnehmende Anteile der Artengruppen A und V verdeutlicht, d. h. der Referenzindex wird kleiner bzw.

negativer. Die Degradation durch Versauerung tritt bei steigenden Nährstoffgehalten immer weiter in den Hintergrund, da eine hohe Trophie die Folgen der Versauerung „maskiert“ (vgl. SCHWOERBEL 1999). Durch den Referenzindex werden bei stärkerer Degradation also Trophie und Versauerung in Kombination bewertet.

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für Typ MRS werden in den Tabelle 11 und Tabelle 12 dargestellt. Die Ergänzung der Artengruppen erfolgte dabei aus folgender Literatur: BACKHAUS (1967), WEBER-OLDECOP (1974), KÖCK (1985), WEYER et al. (1990), LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (1992), SMITH (1992 und 1996), TREMP & KOHLER (1993), MÜHLENHOFF & BÜDEL (1995), SCHMEDTJE et al. (1998), PATON (1999), TREMP (1999), NEBEL & PHILIPPI (2000 und 2001), STETZKA & BAUMANN (2002).

Tabelle 11: Moos-Artengruppen (Typ MRS); teilweise ergänzt (*), Gattungen mit „sp.“ sind ohne übrige eingestufte Arten zu verstehen.

A	B	C	V
Brachythecium plumosum*	Amblystegium fluviatile*	Brachythecium rutabulum*	Drepanocladus fluitans*
Bryum bicolor agg.*	Amblystegium kochii	Fontinalis antipyretica	Hygrohypnum ochraceum
Bryum pseudotriquetrum	Amblystegium tenax	Leptodictyum riparium	Hyocomium armoricum*
Chiloscyphus polyanthos	Amblystegium varium*	Marchantia polymorpha	Jungermannia exsertifolia*
Cratoneuron filicinum*	Aneura pinguis*	Rhynchostegium riparioides	Jungermannia sphaerocarpa*
Dichodontium pellucidum*	Brachythecium rivulare		Marsupella aquatica
Drepanocladus exannulatus	Bryum argenteum*		Marsupella emarginata
Fissidens arnoldii*	Bryum turbinatum*		Pellia epiphylla*
Fissidens grandifrons*	Calliergon giganteum*		Scapania undulata
Fissidens rufulus*	Calliergonella cuspidata		Sphagnum sp.*
Hookeria lucens*	Cinclidotus aquaticus*		
Hygrohypnum eugyrium*	Cinclidotus danubicus*		
Jungermannia atrovirens*	Cinclidotus fontinaloides*		
Nardia compressa*	Cinclidotus riparius		
Pellia endiviifolia*	Conocephalum conicum*		
Racomitrium aciculare	Didymodon ridigulus*		
Rhynchostegium alopecurioides*			
Riccardia chamaedryfolia*	Drepanocladus aduncus		
Riccia rhenana*	Eucladium verticillatum*		
Schistidium rivulare*	Fissidens crassipes		
	Fissidens fontanus*		
	Fissidens taxifolius*		
	Fontinalis squamosa		
	Hygrohypnum duriusculum		
	Hygrohypnum luridum*		
	Leskea polycarpa*		
	Plagiomnium undulatum*		
	Rhizomnium punctatum*		
	Rhynchostegium murale*		
	Rhytidiadelphus squarrosus		
	Riccia fluitans*		
	Ricciocarpos natans*		
	Scorpidium scorpioides*		
	Thamnobryum alopecurum*		

Tabelle 12: Artengruppen submerse Phanerogamen (Typ MRS), teilweise ergänzt (*), Gattungen mit „sp.“ sind ohne übrige eingestufte Arten zu verstehen.

A	B	C
Callitriche hamulata	Agrostis gigantea*	Butomus umbellatus*
Callitriche obtusangula*	Agrostis sp.	Ceratophyllum demersum*
Callitriche stagnalis*	Agrostis stolonifera	Elodea canadensis
Myriophyllum alterniflorum*	Angelica sylvestris*	Elodea nuttallii*
Potamogeton alpinus*	Apium sp.	Lemna minor
Potamogeton coloratus*	Berula erecta*	Myriophyllum spicatum*
Potamogeton polygonifolius*	Callitriche sp.	Nuphar lutea*
Ranunculus peltatus*	Cardamine amara*	Potamogeton berchtoldii*
	Dactylis glomerata	Potamogeton crispus
	Deschampsia cespitosa*	Potamogeton lucens*
	Galium palustre	Potamogeton mucronatus*
	Glyceria fluitans	Potamogeton natans
	Glyceria maxima*	Potamogeton nodosus*
	Groenlandia densa*	Potamogeton panormitanus*
	Hippuris vulgaris*	Potamogeton pectinatus
	Holcus lanatus*	Potamogeton perfoliatus*
	Juncus articulatus	Potamogeton trichoides
	Lysimachia nummularia	Ranunculus aquatilis*
	Mentha aquatica agg.*	Sparganium emersum
	Myosotis scorpioides agg.*	Spirodela polyrhiza*
	Nasturtium officinale agg.	Zannichellia palustris*
	Nitella flexilis*	
	Phalaris arundinacea	
	Poa pratensis	
	Poa sp.*	
	Polygonum hydropiper	
	Potamogeton filiformis*	
	Potamogeton obtusifolius*	
	Ranunculus aquatilis	
	Ranunculus circinatus*	
	Ranunculus flammula*	
	Ranunculus fluitans	
	Ranunculus fluitans x trichophyllus*	
	Ranunculus penicillatus*	
	Ranunculus trichophyllus	
	Schoenoplectus lacustris*	
	Veronica anagallis-aquatica*	

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Gesamtquantität an der Probestelle muss für die Bewertung mit Moosen bzw. mit Phanerogamen mindestens 16 betragen, d. h. es müssen bei geringen Quantitäten sehr viele Arten, sonst mindestens zwei indikative Arten mit Pflanzenmenge 2 bzw. eine Art mit Pflanzenmenge 3 vorhanden sein. Unterhalb dieser Werte muss der Index als nicht gesichert gelten. Er kann dann nur als Hilfsgröße bei der Bewertung mit anderen Organismengruppen, wie z.B. Diatomeen oder übrigen Phytobenthos verwendet werden. Die geringe Artenzahl und Abundanz von submersen Phanerogamen ist für die morphologischen Gegebenheiten des Typs MRS spezifisch (s. o.), aufgrund fehlender Gefäßpflanzen kann daher nicht auf eine Makrophytenverödung geschlossen werden.

Bei Fehlen von Gefäß-Hydrophyten bzw. wenn der Referenzindex für das Modul „Phanerogamen“ nicht gesichert ist, können die Moose als alleinige Indikatorgruppe herangezogen werden. Werden bei der Bewertung des Moduls „Moose“ die Voraussetzungen für eine gesicherte Bewertung nicht erfüllt, muss der Gesamtindex für die Probestelle ebenfalls als nicht gesichert betrachtet werden. Dies gilt auch, wenn an der Probestelle nur Phanerogamen auftreten.

Indexgrenzen

Die Einteilung der Indexklassen erfolgte für den Typ MRS entsprechend der nachfolgend dargestellten Schemata (Abbildung 19 und Abbildung 20). Intensivere Hintergrundfarben in den Vegetationstabellen verdeutlichen eine Zunahme in der Abundanz der betreffenden Artengruppe. Probestellen ohne Makrophyten sind im Schema nicht dargestellt. Die Index-Grenzwerte für die Einteilung in die Zustandsstufen sind in Tabelle 13 und Tabelle 14 wiedergegeben.

Die ökologische Zustandsklasse 3 wird im Typ MRS bei Betrachtung der Moose entweder durch die Dominanz von Versauerungszeigern oder von Taxa der Artengruppe C charakterisiert. Ein Fehlen von Moosen indiziert die (ungesicherte) Zustandsstufe 4/5. Bei der Bewertung anhand der makrophytischen Gefäßpflanzen wird bei einem Indexwert < 0 (d. h. sobald mehr Störzeiger (Gruppe C) als Gütezeiger (Gruppe A) vorhanden sind) die Zustandsstufe 3 vergeben. Die Zustandsstufen 4 und 5 werden bei den submersen Phanerogamen ebenfalls zusammengefasst.

Pflanzl. Name	Artengruppe A				Artengruppe V				Artengruppe B							Artengruppe C				Bewertung								
	Bryum pseudotriquetrum	Chiloscyphus polyanthos	Drepanocladus exannulatus	Racomitrium aciculare	Hygrohypnum ochraceum	Marsipella aquatica	Marsipella emarginata	Scapania undulata	Scapania sp.	Sphagnum fallax	Hygroamblystegium kochii	Hygroamblystegium tenax	Brachythecium rivulare	Bryophyta sp.	Calliergonella cuspidata	Cinclidotus riparius	Drepanocladus polycarpus	Fissidens crassipes	Fontinalis squamosa	Hygrohypnum duriusculum	Rhytidadelphus squarrosus	Fontinalis antipyretica	Leptodictyum riparium	Marchantia polymorpha	Rhynchostegium riparioides	%V	%C	Referenzindex
2371 floeha_obern	3							2																	23	0	100	
200 by_schwarz_lenk	3																								0	0	100	
996 wies_hinterw	2																								0	0	100	
2372 zschop_crott					1		3								1										97	0	97	
142 elsava_lgr					4		2															1	1		97	3	95	
212 wolf_oh_ringel					4		4															2			89	6	83	
2427 varley_grane	4																						2		0	11	78	
2428 gr_limb	3						3																2		44	13	74	
2418 olef_tal	4						4															1	3		41	18	64	
236 fahr_b_eslarn	3																					2			0	23	54	
4 gr_oh_schoenb	3				4														4			2			39	5	51	
5019 klaf_w29	2		2		4							2										2		3	56	23	46	
72 schimmelb							4																	3	73	27	45	
239 choden_ritt	3	3			2	4	2	2																3	9	30	39	
2442 alb_marx					3		1									3						2			44	13	32	
2374 fr_mulde_berth					3									2		3						2			39	11	27	
1093 aub_auberg	3																					2	2		0	37	26	
235 tir_waldn_baer													3												0	0	0	
104 kosseine_marktr					2																	2			50	50	0	
362 reisenb_gaim	2															3								3	0	44	-31	
159 schondra_schoend										2	2	2										2	2		0	40	-40	
216 hafenlohr_mausb							1																	2	6	47	-41	
826 z_gera_geschw																3								3	0	50	-50	
207 seeb_arber						2	4	2																	100	0	100	
38 eger_voit							4																		100	0	100	
77 forellenb_kro					2	3	3																		100	0	100	
2424 fuerwb							3																		100	0	100	
195 schwein_herzog							2																		100	0	100	
213 ranna_kappel	3					2						2				2							4	4	7	56	-25	
243 teufel_finst	3				2		1															4			9	64	-28	
178 schw_regen_baer					3							2												4	25	60	-35	
2367 w_gera_graef							3															4			27	65	-37	
2163 lueder_zahm												2										1			0	53	-53	
218 speckkahl_somm	2																							2	0	77	-54	
33 schwarzb_jagd												2										2			0	67	-67	
756 mord_bahra	2																					3			0	87	-74	
679 hoppecke_brlon	2																					3			0	87	-74	
2149 fulda_bronnz	1																							2	0	89	-78	
134 taub_hold																2						3	2		0	81	-81	
835 apfelst_tamb					1																	2	2		6	94	-88	
15 w_rod_dorsch																						1			0	97	-97	
805 chamb_eschl											1											4			0	98	-98	
143 elsava_aalen																						3	4	5	0	100	-100	
210 perlb_kitt																								4	0	100	-100	
2161 lueder_kleini																						3			0	100	-100	
1012 oker_probst																						3			0	100	-100	
158 schmalwass																						3	3		0	100	-100	
2096 ilm_ilmenau																							2			0	100	-100
2376 zw_mulde_schlunz																								2	0	100	-100	

Abbildung 19: Schema für die Einteilung der Indexwerte (Pflanzenmengen Moose, Typ MRS, kursiv: Index nicht gesichert)

	A	Artengruppe B										Artengruppe C			Bew.													
PrStNr prst_abk	Ranunculus peltatus Callitriche hamulata	Lysimachia nummularia (submers)	Polygonum hydropiper (submers)	Apium sp. (submers)	Galium palustre (submers)	Nasturtium officinale (submers)	Nasturtium sp. (submers)	Agrostis sp. (submers)	Agrostis stolonifera (submers)	Dactylis glomerata (submers)	Glyceria fluitans (submers)	Juncus articulatus (submers)	Phalaris arundinacea (submers)	Poa pratensis (submers)	Ranunculus fluitans	R. fluitans x trichophyllus	R. trichophyllus	R. aquatilis	R. penicillatus	Callitriche sp.	Lemna minor	Sparganium emersum (submers)	Potamogeton crispus	P. natans	Elodea canadensis	P. pectinatus	P. trichoides	Referenzindex
236 fahr_b_eslarn	4																										100	
996 wiesl_hinterw	4																											100
2161 lueder_kleinl	5							1	1																			98
142 elsava_lgr	3									2																		77
2690 wiesl_sonn	3 5		3					1													2							77
756 mord_bahra	2						1	1										3										22
2149 fulda_bronnz	2		2						1	2				3	3													10
1093 aub_auberg														4								3						0
2374 fr_mulde_berth																	4					2						0
178 schw_regen_baer																			4									0
805 chamb_eschl	3								2														3					0
243 teufel_finst					3																							0
14 w_rod_bischof								3	2																			0
143 elsava_aalen																							3					0
2427 varley_grane					3																							0
681 loerm_warst								2	2	2																		0
806 jaeg_b_jaeg		1	2					2	2																			0
2442 alb_marx								2					2															0
97 wondreb_schlopp															2					5		2						-6
120 trebgast_ka					2							3												3				-44
2376 zw_mulde_schlunz	3							2	3										2			4	2	3	2			-45
200 by_schwarz_lenk																			2			2						-50

Abbildung 20: Schema für die Einteilung der Indexwerte (Pflanzenmengen submerse Phanerogamen, Typ MRS)

Tabelle 13: Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MRS, Moose)

Indexwert Typ MRS (Moose)	Ökolog. Zustandskl.	Einschränkung/ Bedingung
100 ... 35	1	
< 35 ... (- 80)	2	falls C > 50 % → Zustand 3
< (- 80) ... (- 100)	3	
-	4/5	keine Moose (Index nicht gesichert)

Tabelle 14: Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MRS, Phanerogamen)

Indexwert Typ MRS (Phanerogamen)	Ökolog. Zustandskl.	Einschränkung/ Bedingung
100 ... 25	1	
< 25 ... 0	2	
< 0 ... (- 40)	3	
< (- 40) ... (- 100)	4/5	Index nicht gesichert

7.4.3 Potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP) inclusive Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)

Bewertung

Die Beschreibung des Degradationsverlaufes in Typ MP(G) erfolgt nach der im allgemeinen Teil beschriebenen Vorgehensweise, der Referenzindex wird aus den Anteilen der Artengruppen A, B und C anhand der in Kapitel 7.3.3 angegebenen Formel berechnet.

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für Typ MP(G) sind in Tabelle 15 zusammengefasst. Da für diesen Typ aufgrund langanhaltender anthropogener Nutzung der durchflossenen Naturräume (ELLENBERG 1996, KÜSTER 1999) nahezu keine natürlichen Referenzstellen mehr existieren, wird die Referenzbiozönose (Artengruppe A) rekonstruiert. Hierfür werden einerseits noch vorhandene, grundwasserbeeinflusste Stellen an unbelasteten Fließgewässern herangezogen (s. u.), andererseits werden die Arten der Referenzbiozönose von unbelasteten potamalen Mittelgebirgs-Fließgewässern aus der Literatur ergänzt (vgl. KRAUSE 1979, KOHLER 1981, WEBER-OLDECOP 1981, MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982, MELZER & HARLACHER 1985, CARBIENER & ORTSCHNEIT 1987, KOHLER et al. 1994, ROBACH et al. 1996, KOHLER et al. 1997, SCHMEDTJE et al. 1998, SCHNEIDER 2000).

Abbildung 21 zeigt die Vegetationstabelle, auf deren Basis die Grenzen der Indexwerte ermittelt wurden. Die meisten der untersuchten Fließgewässer können nicht mehr innerhalb des Qualitätsziels "guter ökologischer Zustand" eingeordnet werden, da sie aufgrund ihres Umlandes (s. o.) bereits anthropogen bedingten Degradationen unterliegen.

Tabelle 15: Artengruppen Submerse (Typ MP incl. MPG), teilweise ergänzt (*), Gattungen mit „sp.“ sind exclusive der eingestuften Arten zu verstehen.

A	B	C
Amblystegium fluviatile*	Agrostis sp.	Azolla sp.*
Amblystegium tenax*	Berula erecta	Butomus umbellatus
Brachythecium plumosum*	Brachythecium rivulare*	Ceratophyllum demersum
Bryum pseudotriquetrum*	Callitriche obtusangula*	Elodea canadensis
Calliargon giganteum*	Callitriche sp.	Elodea nuttallii
Callitriche hamulata	Caltha palustris*	Hottonia palustris*
Callitriche stagnalis*	Carex sp.*	Hydrocharis morsus-ranae
Chara aspera	Cinclidotus aquaticus*	Lagarosiphon major*
Chara contraria*	Cinclidotus riparius*	Lemna gibba*
Chara delicatula*	Deschampsia cespitosa*	Lemna minor
Chara globularis*	Drepanocladus aduncus	Lemna sp.
Chara hispida	Eleocharis acicularis*	Myriophyllum spicatum
Chara intermedia	Equisetum fluviatile*	Najas minor*
Chara tomentosa*	Equisetum palustre*	Nuphar lutea
Chara vulgaris*	Fissidens crassipes	Potamogeton crispus
Chiloscyphus polyanthos	Fontinalis antipyretica	Potamogeton helveticus*
Cratoneuron commutatum*	Fontinalis squamosa*	Potamogeton nodosus
Cratoneuron filicinum*	Galium palustre	Potamogeton pectinatus
Groenlandia densa*	Galium sp.*	Potamogeton trichoides
Hippuris vulgaris*	Glyceria fluitans	Sagittaria latifolia*
Hygrohypnum ochraceum*	Glyceria maxima	Sagittaria sagittifolia*
Hymenostylium recurvirostre*	Lemna trisulca*	Sparganium emersum
Hyocmium armoricum*	Leptodictyum riparium	Sparganium erectum
Juncus articulatus*	Lysimachia nummularia	Spirodela polyrhiza
Juncus bulbosus*	Myosotis scorpioides agg.	Trapa natans*
Juncus subnodulosus*	Myriophyllum verticillatum	Zannichellia palustris
Jungermannia atrovirens*	Najas marina*	
Marsupella aquatica*	Nasturtium officinale agg.	
Marsupella emarginata*	Nymphaea alba*	
Mentha aquatica agg.	Nymphoides peltata*	
Myriophyllum alterniflorum	Oenanthe aquatica*	
Nitella flexilis*	Oenanthe fluviatilis*	
Nitella mucronata*	Pellia endiviifolia*	
Nitella opaca*	Phalaris arundinacea	
Nitella tenuissima*	Polygonum amphibium*	
Nitellopsis obtusa*	Polygonum sp.	
Philonotis calcarea*	Potamogeton bertholdii	
Potamogeton alpinus	Potamogeton filiformis*	
Potamogeton coloratus*	Potamogeton lucens x natans*	
Potamogeton polygonifolius*	Potamogeton lucens*	
Potamogeton x nitens*	Potamogeton mucronatus*	
Ranunculus peltatus	Potamogeton natans*	
Riccia fluitans*	Potamogeton nodosus x natans*	
Riccia rhenana*	Potamogeton obtusifolius	
Scapania undulata*	Potamogeton panormitanus*	
Scorpidium scorpioides*	Potamogeton perfoliatus	
Sparganium minimum*	Potamogeton perfoliatus x lucens*	
Sphagnum sp.*	Potamogeton x zizi*	
Tolypella glomerata*	Ranunculus aquatilis	
Tolypella prolifera*	Ranunculus circinatus	
Utricularia sp.*	Ranunculus circinatus x trichophyllum*	
	Ranunculus fluitans	
	Ranunculus fluitans x trichophyllum	
	Ranunculus penicillatus	
	Ranunculus repens	
	Ranunculus trichophyllum	
	Rhynchosstegium riparioides	
	Schoenoplectus lacustris*	
	Veronica anagallis-aquatica	
	(übrige Bryophyta)	

Pflanzl. prst_abk	Artengruppe A			Artengruppe B												Artengruppe C										Bewertung					
	Chara aspera Chara hispida Chara intermedia Mentha aquatica (submers) Juncus articulatus (submers) Myriophyllum alterniflorum Callitriche hamulata Chiloscyphus polyanthos Potamogeton alpinus Ranunculus peltatus Lysimachia nummularia (submers) Galium palustre (submers) Myosotis sp. (submers) Nasturtium officinale (submers) Polygonum leptophyllum (submers) Polygonum sp. (submers) Ranunculus repens (submers) Veronica anagallis-aquatica (submers) Agrostis stolonifera (submers) Equisetum sp. (submers) Glyceria fluitans (submers) Glyceria maxima (submers) Phalaris arundinacea (submers) Potamogeton berchtoldii P. obtusifolius Berula erecta (submers) P. perfoliatus Myriophyllum verticillatum Ranunculus circinatus R. fluitans R. fluitans x trichophyllum Ranunculus sp. (submers) R. trichophyllum R. aquatilis R. penicillatus Callitriche sp. Byrophyta sp. Drepanocladus aduncus Fontinalis antipyretica Leptodictyum riparium Rhyncostegium riparioides Nuphar lutea Potamogeton nodosus Elodea canadensis E. nuttallii P. crispus P. pectinatus P. trichoides Zannichellia palustris Nuphar lutea (submers) Myriophyllum spicatum Butomus umbellatus (submers) Sparganium erectum (submers) Lemna minor Lemna sp. Spirodela polyrrhiza Hydrophyllum ochraceum Ceratophyllum demersum Sparganium emersum (submers)	%C	Grundwasser	Referenzindex																											
909 lauterbach 238 boe_schwarz_ugr	3 2 4 3 3	4 4 4 3	4	2	2	1														0	x	94									
799 pfreimd_pflent 2103 ilm_mell 550 gr_lauter_marb 2165 lueder_crain 804 hopf_eschl 2407 isar_la 113 roeden_neust 130 pegnitz_ottens 89 schwarzach_warmb 79 gr_laber_schoen	4 2	4 4 3	4	2	2																		31 0	x	19						
30 blau_ehrenst 2439 blau_amegg 2437 vils_gress 1 vils_dietl 138 baunach_bund 10 hopfens_ach 2316 altm_leis 12 zenn_vach 172 don_dlg 3 heng_nied	4 2			2	2																					23	x	-23			
881 l_rhein_nied 878 kl_rhein_nied 2397 alz_trucht 2314 ilm_jetzt 2334 schamb_hexen 2287 naab_ukoeb1 2 aufs_doos 175 wert_etr 9 muehib_ach_fue 2288 naab_muench 7 paar_man 96 vils_vilseck 131 regnitz_fuert 2347 sulz_berch 2339 kl_vils_diem 2312 s_saale_jod 2289 altm_thann 219 ilm_noetting 135 woern_sulz 2383 fulda_rotentb 209 freyb_eschl	1			2	2																							66	x	-66	
				2	2																								73	x	-73
				2	2																								83		-83
				2	2																								85		-85
				2	2																								88	x	-88
				2	2																								88		-88
				2	2																								88		-88
				2	2																								89		-89
				2	2																								94		-94
				2	2																								95		-95
				2	2																								96		-96
				2	2																								97		-97
				2	2																								97		-97
				2	2																								99		-99
				2	2																								99		-99
				2	2																								100		-100
				2	2																								100		-100
				2	2																								100		-100
				2	2																								100		-100
				2	2																								100		-100

Abbildung 21: Schema für die Einteilung der Indexwerte (Pflanzenmengen Typ MP(G))

In einigen Gegenden der Bundesrepublik existieren noch anthropogen ungestörte grundwasserbeeinflusste potamale Fließgewässer, z.B. im Oberrheingebiet (KÖHLER et al. 1997) oder im Voralpenland (Lauterbach zwischen Eschenlohe und Farchant, SCHNEIDER et al. 2000). Aufgrund ihrer morphologischen Gemeinsamkeiten mit potamalen Mittelgebirgsgewässern werden sie als Untertyp MPG zum Typ MP gestellt (vgl. Kapitel 6). Sie können als Modell für die ursprünglich oligo- bis mesotrophen Referenzzustände potamaler Fließgewässer im Mittelgebirge herangezogen werden. Allerdings muss davon ausgegangen werden, dass auch natürlicherweise vorkommende Referenzstellen potamaler Mittelgebirgsgewässer leicht erhöhte Konzentration an Pflanzennährstoffen aufweisen würden (ELSTER 1962, River-Continuum-Concept nach VANNOTE et al. 1980), und nicht direkt mit vollkommen unbelasteten, extrem grundwasserbeeinflussten Fließgewässern vergleichbar sind (vgl. CARBIENER & ORTSCHHEIT 1987; ROBACH et al. 1996).

Die „Eichung“ eines Referenzzustandes für potamale Mittelgebirgsgewässer an grundwasserbeeinflussten Fließgewässern birgt daher die Gefahr einer grundsätzlich zu schlechten Bewertung der nicht grundwassergeprägten Fließgewässer. Gleichzeitig werden bei zu weit gefasster Bewertung degradierte Grundwasserbäche zu gut eingestuft. Um zu verhindern, dass damit die Grenzen für den Handlungsbedarf nach WRRL in unrealistischen Bereichen festgelegt werden, wurden die Indexgrenzen für den Referenzindex für die beiden Untertypen „grundwasserbeeinflusst“ (MPG) bzw. „nicht grundwasserbeeinflusst“ (MP) nach verschiedenen Maßstäben festgelegt (Tabelle 16 und Tabelle 17).

Im Unterschied zu den rhithralen Mittelgebirgstypen MRS und MRK wird bei den potamalen Mittelgebirgsgewässern nicht nach silikatischer und karbonatischer Ausprägung unterschieden. Die Referenzbiozönosen dieser geochemischen Untertypen unterscheiden sich zwar in ihrer Artenzusammensetzung, bei zunehmender Degradation durch Eutrophierung werden aber die Unterschiede durch das vermehrte Auftreten eutrophenter Arten verwischt (KÖHLER 1981, ROBACH et al. 1996). Darüber hinaus sind die Unterschiede im Karbonatgehalt der potamalen Unterläufe des Typs MP(G) als nicht so gravierend einzustufen wie bei den Oberläufen des Typs MRS und MRK, da die Fließgewässer des Typs MP(G) aufgrund ihrer meist längeren Laufstrecke auch mehr Karbonat aus Zuflüssen oder beim Durchfließen karbonatischer Landschaften aufnehmen können (Verschleppungseffekt). Auch die Versauerung spielt, anders als beim natürlich oligotrophen Typ MRS, aufgrund der unter natürlichen Bedingungen höheren Trophie der potamalen Mittelgebirgsgewässer eine untergeordnete Rolle (vgl. Typ MRS).

Auf die größere Homogenität innerhalb potamaler Fließgewässer weist auch WIEGLEB (1981, S. 428) hin: "Floristisch gesehen sind die rhithralen Vegetationstypen heterogener als die potamalen. Das hat seine Entsprechung darin, dass die rhithralen Gewässer eine sehr viel heterogenere Gruppe sind als die potamalen und sich in Bezug auf Kalkgehalt, Trophie, Substrateigenschaften und weitere Merkmale stärker voneinander unterscheiden."

Daher wird im Typ MP(G) die Bewertung silikatischer und karbonatischer Fließgewässer mittels des gleichen Schemas vorgenommen. In der Artengruppe A werden also sowohl Taxa karbonatischer (z.B. Characeen) als auch silikatischer Referenzbiozönosen (z.B. *Myriophyllum alterniflorum*) zusammengefasst.

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Gesamtquantität (GesQ) der submersen Makrophyten an der Probestelle muss für die Bewertung mindestens 27 betragen. Bei Gesamtquantitäten < 27 muss die aus dem errechneten Indexwert ermittelte ökologische Zustandsklasse als nicht gesichert gelten. Sie kann dann nur zur Unterstützung anderer Bewertungsverfahren (z.B. mittels Diatomeen oder anderen Phytobenthos-Algen) als Tendenz herangezogen werden.

Die typspezifischen morphologischen Bedingungen potamaler Mittelgebirgsgewässer bieten normalerweise ideale Lebensvoraussetzungen für submerse Makrophyten („Makrophytenregion“ nach ROLL 1938, „Phanerogamenregion“ nach WEBER-OLDECOP 1974, POTT & REMY 2000). Bei geringem (GesQ < 27) oder fehlendem Makrophytenbewuchs, der nicht durch natürliche Ursachen, wie z.B. starke Beschattung erklärt werden kann, muss daher geprüft werden, ob eine sog. Makrophytenverödung durch übermäßige organische oder trophische Belastung vorliegt (KÖHLER 1975, WEYER 2001). Dies kann z.B. durch die Heranziehung der Ergebnisse aus der Bewertung mit Phytobenthos erfolgen. Liegt eine Makrophytenverödung vor, wird die ökologische Qualitätsklasse 5 vergeben, der Index sollte aber dann ebenfalls als nicht gesichert betrachtet werden.

Indexgrenzen

Die Festlegung der Indexgrenzen erfolgte nach dem in Abbildung 21 dargestellten Schema. Probestellen mit Gesamtquantitäten < 27 werden im Schema nicht wiedergegeben. Die Indexgrenzen für die Bewertung der Gewässer im Untertyp MP sind in Tabelle 16 dargestellt. Die Grenze zwischen den Zustandsstufen 2 und 3 wurde bei einem Referenzindexwert von - 50 gezogen.

Tabelle 17 zeigt die Zuordnung der ökologischen Zustandklassen für grundwasserbeeinflusste Gewässer des Untertyps MPG. Im Unterschied zu Typ MP wird hier die Grenze des Handlungsbedarfes (Zustandsstufe 3) bereits erreicht, der Referenzindex Werte < 0 annimmt. Dieser strengere Maßstab wird aufgrund der natürlicherweise niedrigeren Hintergrundbelastung von grundwasserbeeinflussten Fließgewässern angelegt (s. o.). Die Bewertung nach den Grenzwerten für Typ MPG sollte bei bekanntem bzw. merklichem Grundwasserzufluss (vgl. Kapitel 8) erfolgen.

Tabelle 16: Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MP)

Indexwert Typ MP	Ökolog. Zustandskl.	Einschränkung/ Bedingung
100 ... 50	1	
< 50 ... (- 50)	2	falls C \geq 50 \rightarrow Zustand 3
< (- 50) ... (- 80)	3	
< (- 80) ... (- 100)	4	
-	5	Makrophytenverödung \rightarrow Zustand 5 (ungesichert)

Tabelle 17: Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MPG)

Indexwert Typ MPG	Ökolog. Zustandskl.	Einschränkung/ Bedingung
100 ... 80	1	
< 80 ... 0	2	falls C \geq 50 \rightarrow Zustand 3
< 0 ... (- 50)	3	
< (- 50) ... (- 100)	4	
-	5	Makrophytenverödung \rightarrow Zustand 5 (ungesichert)

7.4.4 (Mittelgroße) Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflands (TN)

Bewertung

Die Bewertung der mittelgroßen Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes erfolgt nach dem oben (Kapitel 7.3.3) beschriebenen Schema für den Referenzindex. Zur eindeutigen Einordnung der untersuchten Probestellen in die ökologischen Qualitätsklassen müssen beim Typ TN im Gegensatz zu den übrigen Makrophytentypen aber Parameter mit einbezogen werden, die die Dominanzstruktur der Biozönose berücksichtigen.

Diese Erweiterung des Bewertungsschemas wird durch die Tatsache nötig, dass die Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes aufgrund ihrer natürlichen Einzugsgebiete bereits höhere Nährstoffwerte aufweisen als die Fließgewässer der Mittelgebirge und des Alpenvorlandes (vgl Kapitel 5). Unterschiede in der Makrophytenausstattung, die vor allem auf unterschiedlichen Nährstoffniveaus beruhen, werden dadurch nivelliert. Arten, die in Süddeutschland eindeutig der Gruppe C (eutraphente Störzeiger) zugeordnet werden können, treten in norddeutschen Niedrigwassern als typspezifische Elemente der Referenzbiozönosen auf. So sind z.B. *Sparganium emersum* oder *Potamogeton pectinatus* in artenreichen Makrophytenbeständen norddeutscher Fließgewässer nicht unbedingt als Degradationszeiger anzusehen (HERR 1984), ausgenommen sie treten in Dominanzbeständen auf (WIEGLEB 1981, WILS et al. 1994).

Bei der Zuordnung der Taxa zu den Artengruppen A, B und C müssen ebenfalls andere Maßstäbe angelegt werden: Artengruppe A beinhaltet typspezifische Arten, die anhand der Makrophyten an den Referenzstellen sowie anhand von Literaturbelegen für Makrophytenbiozönosen im naturnahen Zustand eingeordnet wurden. Die Taxa der Artengruppe B sind indifferente Arten mit weiter ökologischer Amplitude und damit geringem Indikationswert bzw. Arten, die nicht zu Artengruppe A gehören, aber auch nicht als extreme Störzeiger anzusehen sind. Artengruppe C rekrutiert sich aus Störzeigern im engeren Sinne bzw. aus Arten, die extreme Belastungen tolerieren und in deren Folge Dominanzbestände ausbilden können.

Die beiden neophytischen Arten *Elodea canadensis* und *Elodea nuttallii* werden hierbei z.B. in Artengruppe B eingeordnet, da sie zwar als konkurrenzkräftige Neophyten die Biozönose negativ beeinflussen können (WEBER-OLDECOP 1977a), aber sowohl an Referenzstellen auftreten können wie auch eine stärkere Sensibilität gegenüber Eutrophierung zeigen als Arten der Gruppe C. Auch TREMP (2001) fand, dass aus dem Auftreten der beiden *Elodea*-Arten nicht immer auf geringere Biodiversität der Makrophytengemeinschaft geschlossen werden kann.

Damit tritt die Bedeutung von Diversität und Evenness innerhalb der Makrophytengemeinschaften im Typ TN viel stärker in den Vordergrund als bei den übrigen Typen (WIEGLEB 1981, WEYER 2001). Die für die Berechnung verwendeten Formeln (SHANNON & WEAVER 1949) sind im Kapitel 4 dargestellt. Der Wert der Evenness schwankt bei den Referenzstellen der hier verwendeten Datensätze zwischen 1 und 0,80. Daher wird eine Degradation bei Evenness-Werten $< 0,75$ angenommen.

Zur genaueren Beschreibung der Degradation innerhalb der Makrophytenzönosen werden weitere Größen herangezogen, die die Dominanzstrukturen in der Gemeinschaft widerspiegeln. Da weder Diversitätsindex noch Evenness darauf eingehen, welche Arten an der Bildung von Dominanzverhältnissen in der Zönose beteiligt sind, werden zusätzlich die %-Anteile von *Potamogeton pectinatus*, *Sparganium emersum* sowie der Artengruppe C betrachtet. Damit wird ausgedrückt, ob Dominanzbestände dieser Arten gebildet werden (s. o.). Auch die Taxazahl als einfachstes Maß der Diversität wird einbezogen.

Zusätzlich zum Referenzindex werden demnach folgende Kriterien berücksichtigt:

- Evenness < 0,75
- *Potamogeton pectinatus* ≥ 30 %
- *Sparganium emersum* ≥ 30 %
- % C ≥ 30
- Taxazahl < 4

Treffen zwei oder mehr dieser Zusatzkriterien zu, wird die ökologische Qualitätsstufe, die sich aus dem Referenzindex ergibt, um eine Stufe erhöht (d. h. zum Schlechteren korrigiert), jedoch schlechtestenfalls auf die ökologische Qualitätsklasse 4. Als Zustandsstufe 5 wird die Makrophytenverödung bezeichnet (s. u.).

Typspezifische Artengruppen

Die Artengruppen A, B und C sind in Tabelle 19 dargestellt. Zur Ergänzung der Artengruppen wurde folgende Literatur verwendet: WILS et al. (1994), WEYER et al. (1990), WEYER (2001), TIMM et al. (1999), EHLERT et al. (2001), WIEGLEB (1979, 1981), BECKER et al. (1992), HERR (1984), WEBER-OLDECOP (1981, 1977), KÖCK (1981), WEGENER (1982), ARENDT (1981, 1982), SOMMERHÄUSER et al. (2001).

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Gesamtquantität (GesQ) der submersen Makrophyten muss für die Bewertung mindestens 27 betragen. Bei geringerem Makrophytenvorkommen gilt die aus dem Indexwert ermittelte ökologische Qualitätsklasse als nicht gesichert (s. o.). Sie kann dann nur als unterstützende Tendenz in die Gesamtbewertung einfließen.

Die norddeutschen Niedrigungsgewässer sind unter natürlichen Bedingungen sehr gut für die Besiedlung mit Makrophyten geeignet (WEYER 2001). Daher muss bei einer Gesamtquantität von < 27 oder bei vollständigem Fehlen von Makrophyten geprüft werden, ob natürliche Ursachen, wie z.B. starke Beschattung vorliegen, oder ob eine sog. Makrophytenverödung durch übermäßige organische oder trophische Belastung entstanden ist (KÖHLER 1975, WEYER 2001). Dies kann z.B. durch die

Heranziehung der Ergebnisse aus den Organismengruppen Diatomeen und übriges Phytobenthos erfolgen. Liegt eine Makrophytenverödung vor, wird für den Baustein Makrophyten die ökologische Qualitätsklasse 5 vergeben, der Index sollte aber dann als ungesichert betrachtet werden.

Indexgrenzen

Die Festlegung der Degradationsstufen erfolgte wie in Abbildung 22 dargestellt (Probestellen mit Gesamtquantitäten < 27 sind im Schema nicht dargestellt.). Die Indexwerte sind in Tabelle 18 wiedergegeben. Die Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen erfolgte anhand einer kombinierten Beurteilung der oben beschriebenen Parameter auf der Grundlage von Literaturbelegen sowie Expertenwissen.

Tabelle 18: Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ TN)

Indexwert Typ TN	Ökolog. Zustandskl.	Einschränkung/ Bedingung
100 ... > 0	1	beachte Zusatzkriterien!
0 ... (- 50)	2	beachte Zusatzkriterien!
< (- 50) ... (- 70)	3	beachte Zusatzkriterien!
< (- 70) ... (- 100)	4	beachte Zusatzkriterien!
-	5	Makrophytenverödung → Zustand 5 (ungesichert)

Tabelle 19: Artengruppen Submerse (Typ TN), teilweise ergänzt (*), Gattungsnamen mit „sp.“ sind exclusive eingestufte Arten zu verstehen.

A	B	C
Amblystegium tenax*	Agrostis stolonifera	Callitriche obtusangula*
Berula erecta	Butomus umbellatus	Nuphar lutea
Bryum knowltonii	Callitriche palustris agg.*	Potamogeton berchtoldii
Callitriche hamulata	Callitriche platycarpa*	Potamogeton mucronatus*
Callitriche stagnalis*	Callitriche sp.*	Potamogeton panormitanus*
Chara sp.*	Ceratophyllum demersum	Potamogeton pectinatus
Chiloscyphus polyanthos*	Elodea canadensis	Potamogeton trichoides*
Cratoneuron sp.*	Elodea nuttallii	Sparganium emersum
Eleocharis acicularis*	Fontinalis antipyretica	
Fontinalis squamosa*	Glyceria sp.	Kleinlaichkräuter
Groenlandia densa*	Hydrocharis morsus-ranae	
Hippuris vulgaris*	Hydrocotyle vulgaris	
Hottonia palustris*	Impatiens glandulifera*	
Hygrohypnum luridum*	Lemna gibba	
Hygrohypnum ochraceum*	Lemna minor	
Hyocodium armoricum*	Lemna trisulca	
Isolepis fluitans*	Leptodictyum riparium	
Juncus bulbosus*	Marchantia polymorpha*	
Jungermannia exsertifolia*	Mentha aquatica agg.	
Jungermannia sphaerocarpa*	Myosotis scorpioides agg.	
Marsupella aquatica*	Myriophyllum spicatum	
Marsupella emarginata*	Myriophyllum verticillatum*	
Menyanthes trifoliata	Nymphaea alba*	
Myriophyllum alterniflorum	Phalaris arundinacea	
Nardia compressa*	Polygonum amphibium*	
Nasturtium officinale agg.	Polygonum hydropiper	
Nitella flexilis*	Potamogeton acutifolius*	
Nitella mucronata*	Potamogeton compressus*	
Nitella sp.*	Potamogeton crispus	
Potamogeton alpinus	Potamogeton obtusifolius*	
Potamogeton coloratus*	Ranunculus circinatus	
Potamogeton gramineus*	Ranunculus fluitans	
Potamogeton lucens	Ranunculus fluitans x trichophyllum*	
Potamogeton natans	Ranunculus penicillatus agg.	
Potamogeton nodosus*	Ranunculus repens	
Potamogeton perfoliatus	Rhynchosstegium riparioides	
Potamogeton polygonifolius*	Riccia fluitans*	
Potamogeton praelongus*	Schoenoplectus lacustris	
Potamogeton x zizi	Solanum dulcamara*	
Racomitrium aciculare*	Spirodela polyrhiza	
Ranunculus hederaceus*	Zannichellia palustris*	
Ranunculus peltatus*		
Ranunculus trichophyllum*	übrige Bryophyta	
Rhynchosstegium alopecurioides*		
Sagittaria sagittifolia		
Scapania undulata*		
Schistidium rivulare*		
Sparganium minimum*		
Sphagnum sp.*		
Stratiotes aloides*		
Utricularia australis*		
Utricularia vulgaris*		
Veronica anagallis-aquatica*		

8 Evaluierung des Bewertungssystems

Im folgenden Kapitel wird die Erprobung des Bewertungsverfahrens an einigen Fließgewässern dargestellt. Anhand ausgewählter Beispiele wird dabei auf besondere Aspekte des Verfahrens eingegangen. Im zweiten Teil des Kapitels werden die einzelnen Bestandteile des Bewertungssystems sowie allgemeine Gesichtspunkte diskutiert.

8.1 Erprobung des Bewertungsverfahrens: Ergebnisse und Diskussion

Zur Erprobung des Bewertungsverfahrens wurde der Referenzindex auf Makrophytendaten von bayerischen Fließgewässern angewandt. Die Daten stammen aus Kartierungen der Limnologischen Station Iffeldorf und wurden teilweise im Rahmen öffentlicher Aufträge erhoben (MELZER & ZIMMERMANN 1992 (Amper), GALM 1991, MELZER & FÜRST 1995 (Altmühl), SCHNEIDER et al. 2000 (Lauterbach), SCHORER et al. 2000 (Rotbach), SCHNEIDER et al. 2000a (Inninger Bach), SCHNEIDER et al. 2000b (Ascherbach), SCHNEIDER et al. 2001 (Semptsystem)). Alle für die Erprobung verwendeten Datensätze wurden mittels der Kartierungsmethode nach KOHLER (1978) erhoben, d.h. die Pflanzenmengen wurden nach der fünfstufigen Ordinalskala geschätzt. Die für die Einteilung in die Makrophytentypologie nötigen Angaben zu Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe wurden teilweise aus geringfügig abweichenden Skalen übertragen.

Ein prinzipieller Unterschied zwischen der bei der Erstellung des Bewertungssystems verwendeten Kartierungsmethodik und der Aufnahmemethodik der Erprobungsdatensätze besteht in der Länge der untersuchten Abschnitte. Während in der vorliegenden Arbeit nur Kartierabschnitte von maximal 100 m Länge untersucht wurden, schwankt die Abschnittslänge bei den anderen Datensätzen zwischen 75 m und mehreren hundert Metern.

Bei den Abschnittskartierungen wurden die Längen der Untersuchungsstrecken anhand der ökologischen Homogenität der Abschnitte bestimmt (KOHLER 1978). Abschnittsgrenzen wurden bei einem deutlichen Wechsel von Standortverhältnissen im oder am Fließgewässer oder bei abrupten Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Makrophytenbiozönose gezogen. Dieses Verfahren entspricht der in der vorliegenden Arbeit angewandten Vorgehensweise (vgl. Kapitel 4). Bei Verwendung der ordinalen Kohler-Skala werden die Pflanzenmengen darüber hinaus relativ zur Gesamtfläche des Untersuchungsabschnitts angegeben, so dass auch bei unterschiedlichen Abschnittslängen vergleichbare Werte aufgenommen werden. Zur Auswertung des Referenzindex werden zudem relative Anteile der einzelnen Makrophytenarten bzw. Artengruppen an der gesamten Biozönose errechnet. Daher wirkt sich eine in längeren Abschnitten größere Gesamtbiomasse von Makrophyten nicht auf die Berechnung des Referenzindex und die Bestimmung der ökologischen Qualitätsklassen aus. Die Übertragbarkeit des Bewertungssystems auf die zur Erprobung verwendeten Datensätze ist daher gewährleistet.

8.1.1 Die Altmühl

Die Makrophytenvegetation der Altmühl wurde 1995 von MELZER & FÜRST von der Quelle des Flusses bei Erlach bis Solnhofen kartiert. Das Flussbett wurde bei geringer Wassertiefe durch Begehung oder vom Ufer aus untersucht, ab ca. 20 km unterhalb der Quelle wurde ein Boot sowie ein Rechen eingesetzt. Die insgesamt untersuchte Flussstrecke ist 112 km lang und weist einen Höhenunterschied von ca. 55 m auf. Dieses äußerst geringe Gefälle von durchschnittlich nur 0,05 ‰ (GALM 1991) bedingt ein potamal geprägtes Fließverhalten der Altmühl mit geringen Fließgeschwindigkeiten. Der geologische Untergrund im Einzugsgebiet der Altmühl besteht zum Großteil aus kalkhaltigen Gesteinen (Fränkische Alb), so dass die Altmühl als karbonatreiches Fließgewässer bezeichnet werden kann.

Ergebnisse

Basierend auf den in GALM (1991) sowie MELZER & FÜRST (1995) angegebenen Beschreibungen der Untersuchungsabschnitte an der Altmühl wurde der gesamte untersuchte Flussverlauf dem Makrophyten-Typ „Potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP)“ zugewiesen. Ein nennenswerter Einfluss von Grundwasser kann an der Altmühl nicht beobachtet werden.

Abbildung 23 zeigt die Ergebnisse der Berechnung des Referenzindex sowie der Einteilung der einzelnen Untersuchungsabschnitte in ökologische Qualitätsklassen (ÖQKI) nach Wasser-rahmenrichtlinie. Dargestellt sind die prozentualen Anteile der untersuchten Abschnitte an der gesamten untersuchten Flusslänge, d.h. die Länge der Kartierabschnitte wurde berücksichtigt.

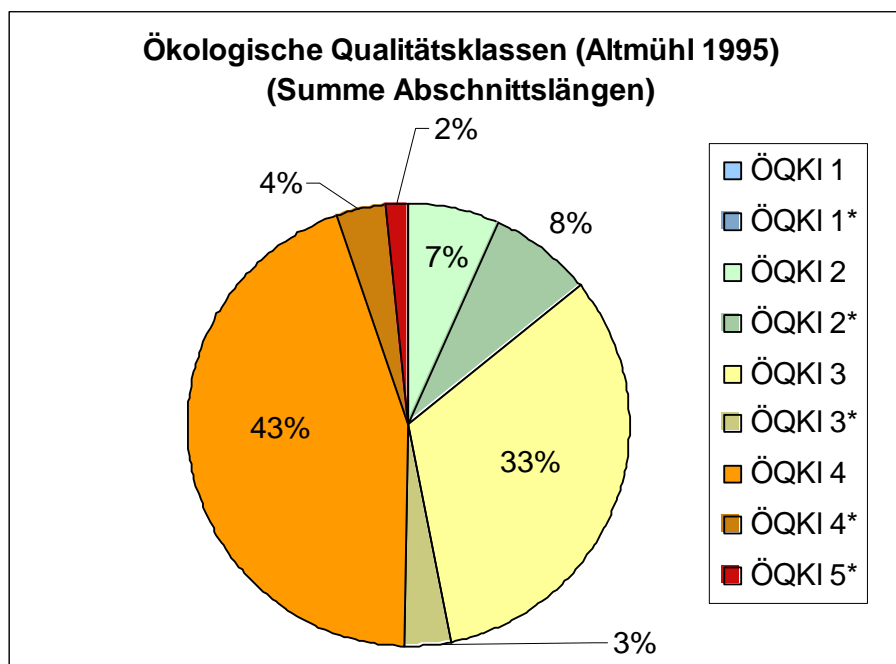


Abbildung 23: Verteilung der ökologischen Qualitätsklassen in der Altmühl (Referenzindex ungesichert: ,*')

Abbildung 23 zeigt deutlich, dass die in der Altmühl 1995 untersuchten Bereiche überwiegend in die ökologische Qualitätsklasse 3 (mäßiger Zustand) und schlechter eingestuft werden müssen. Die ökologische Qualitätsklasse 1 wird nicht erreicht, der gute Zustand (ÖQKI 2) nur auf 7 % der Untersuchungsfläche. Für 2 % der Altmühl im kartierten Bereich muss aufgrund starker Belastung (vgl. MELZER & FÜRST 1995) eine Makrophytenverödung angenommen werden.

Diskussion

Mit dem Referenzindex kann für 83 % der untersuchten Altmühlstrecke eine gesicherte Einteilung in ökologische Zustandsklassen vorgenommen werden. Ungesicherte Referenzindices (schraffiert) resultieren zum einen aus für die Bewertung zu geringen Gesamtpflanzenmengen, die teilweise durch natürliche Ursachen (z.B. Beschattung) bedingt sind. Darüber hinaus wurden Bereiche wie z.B. Altarme oder Abschnitte im direkten Einflussbereich von Wehren, für die das Bewertungssystem als nicht geeicht betrachtet werden muss, als ungesichert gekennzeichnet. Auch Bereiche, in denen eine Verödung der Makrophytenvegetation aufgrund starker Belastung angenommen werden muss, werden mit der (ungesicherten) ökologischen Qualitätsklasse 5 belegt (vgl. Kapitel 7).

Die Makrophytenbiozönose der Altmühl wird zum Großteil von der Gelben Teichrose (*Nuphar lutea*) gebildet. Mit ihr sind als weitere Mitglieder der Artengruppe C *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* sowie *Sparganium erectum et emersum* vergesellschaftet. Indifferente bzw. mittlere Belastungen anzeigende Arten aus Gruppe B treten fast immer nur in geringen Pflanzenmengen (< 3) auf, nur im Quellbereich sind *Berula erecta* und *Fontinalis antipyretica* etwas häufiger anzutreffen. Als einzige Art aus Artengruppe A wurde *Mentha aquatica* gefunden, die aber nur sehr sporadisch und mit Pflanzenmenge 1 (sehr selten) auftrat.

Die Bewertung nach dem Referenzindex zeigt somit für den überwiegenden Teil des untersuchten Fließverlaufs der Altmühl einen relativ schlechten ökologischen Zustand an. Aus Sicht der Makrophytenvegetation und nach den in der Wasserrahmenrichtlinie vorgegebenen Qualitätszielen wäre für über 75 % der Altmühl zwischen der Quelle und Solnhofen Handlungsbedarf gegeben. Bei Betrachtung der wasserchemischen Messwerte für Gesamtphosphor sowie der saprobiellen und trophischen Belastung wird klar, dass diese negative Bewertung der realen Situation des Gewässers im Untersuchungszeitraum entspricht: An den Pegelmessstellen Thann und Gunzenhausen wies das Wasser der Altmühl im Jahr 1995 mit zwischen 200 und 400 µg/l hohe Gesamtphosphorwerte auf, in anderen Flussabschnitten wurden teilweise bis über 600 µg/l erreicht. Auch die Werte für Nitrat und Ammonium liegen vergleichsweise hoch (MELZER & FÜRST 1995). Die Gewässergüte der Altmühl wird für 1995 mit Güteklasse II-III (kritisch belastet) angegeben, der Trophiezustand als polytroph (STMLU 1996).

Daraus geht hervor, dass die Altmühl Mitte der neunziger Jahre relativ stark belastet war. Sowohl durch diffuse Immissionen (intensive landwirtschaftliche Nutzung im Umland) als auch aus punktuellen

Quellen wie Kläranlagen ohne Phosphatelimination gelangten hohe Phosphorfrachten in das Gewässer. Bereits seit den achtziger Jahren unternommene Versuche, die Nährstoffeinträge durch die Etablierung von Uferstrandstreifen sowie Phosphatfällung in Kläranlagen zu reduzieren, führten zwar zu einem Rückgang der Phosphoreinträge (KRAUSE-DELLIN 1989), die Nährstoffgehalte des Altmühlwasser waren aber dennoch 1995 immer noch als hoch einzustufen. Ob die Situation an der Altmühl in der Zwischenzeit besser geworden ist, kann nur durch neuere Untersuchungen gezeigt werden.

8.1.2 Die Amper

Die Amper bildet den Abfluss des im nördlichen Alpenvorland zwischen Inning und Dießen gelegenen Ammersees, der wiederum hauptsächlich von der in den Kalkalpen entspringenden Ammer gespeist wird. Nach ca. 100 km Fließstrecke mündet die Amper bei Moosburg in die Isar.

Der Makrophytenbewuchs der Amper wurde 1992 innerhalb von vier nicht zusammenhängenden Abschnitten zwischen dem Ammerseeabfluss in Stegen und Ampermoching (Fluss-Km 105,5 bis 72,3) kartiert. Die gesamte untersuchte Fließstrecke betrug ca. 21 km, es wurden 40 verschiedene Makrophytenarten gefunden (MELZER & ZIMMERMANN 1992).

Abweichend von der oben erläuterten Kartiermethodik wurden bei der Makrophytenuntersuchung der Amper fünf Taucher eingesetzt, die nebeneinander parallel zur Fließrichtung das Gewässer abschwammen und jeweils einen Streifen des Flussbettes untersuchten. Jeder Taucher schätzte dabei die Pflanzenmenge der in seinem Streifen vorkommenden Makrophyten nach der KOHLER-Skala ab. Zur Ermittlung der Quantitätsstufen der einzelnen Taxa für den Gesamtabschnitt wurden die aus den Pflanzenmengen der fünf Streifen ermittelten Quantitätsstufen (vgl. Kapitel 7) gemittelt. Diese Vorgehensweise kann als analog zu der für den Referenzindex verwendeten Kartierungsmethodik betrachtet werden. Der Referenzindex wurde anhand der Quantitäten für den Gesamtabschnitt berechnet.

Ergebnisse

Die Einteilung der Kartierabschnitte in die Makrophyten-Typologie erfolgte anhand der in den Original-Kartierprotokollen verzeichneten Angaben zu Fließgeschwindigkeit und Tiefe. 14 Abschnitte wurden dem Typ MP zugewiesen, weitere 15 dem karbonatisch-rhithralen Typ MRK. Zusätzlich zum Hauptflusslauf untersuchte Nebenabschnitte werden außer Acht gelassen.

Abbildung 24 zeigt, welchen prozentualen Anteil die ökologischen Qualitätsklassen nach Wasser-rahmenrichtlinie 1992 an der untersuchten Flusslänge der Amper hatten. Dabei zeigt sich in den an der Amper untersuchten Abschnitten ein positiveres Ergebnis als für die Altmühl (s. o.). Zwar wird auch hier die ökologische Qualitätsklasse 1 nicht erreicht, 37 % der Untersuchungsstrecke können aber dem

guten Zustand zugeordnet werden. 62 % der Abschnittslängen waren 1992 in mäßigem Zustand, 1 % muss als unbefriedigend bewertet werden.

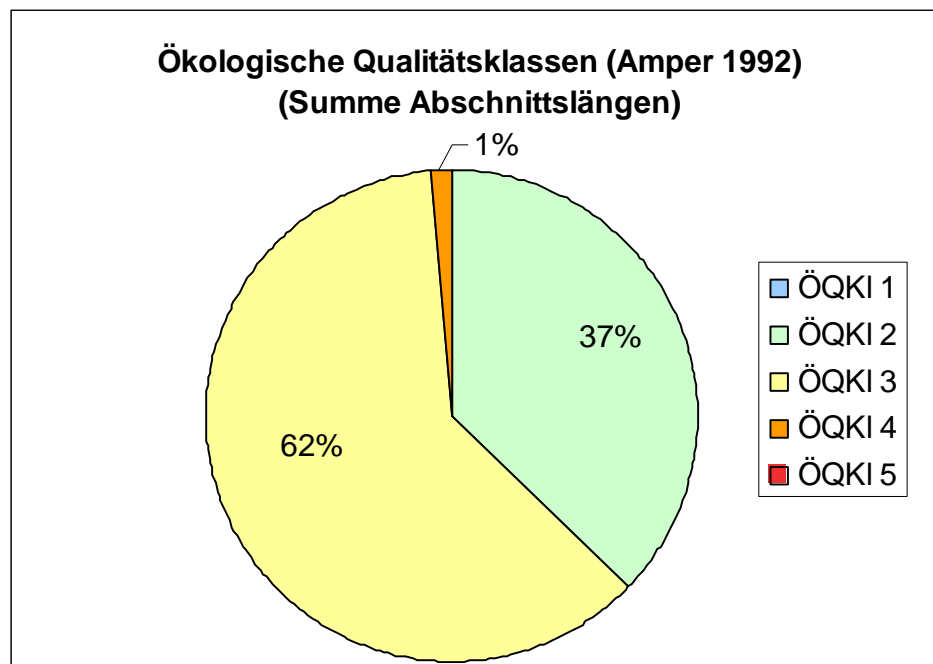


Abbildung 24: Verteilung der ökologischen Qualitätsklassen in den untersuchten Amperabschnitten

Diskussion

Für alle bei der Kartierung untersuchten Abschnitte können RI-Werte berechnet und ökologische Qualitätsklassen angegeben werden. Im Vergleich zur Altmühl wird die Amper aus Sicht der Makrophyten deutlich besser bewertet. Auf mehr als einem Drittel der untersuchten Flusslänge wird das Entwicklungsziel der guten ökologischen Qualität erreicht. Handlungsbedarf hätte sich zwar an 63 % der untersuchten Fließstrecke ergeben, der Anteil von Abschnitten im mäßigen Zustand ist hier jedoch sehr viel höher als bei der Altmühl, wo der unbefriedigende Zustand (4) dominiert.

Für die Amper liegen im Untersuchungszeitraum zwar keine chemisch-physikalischen Messungen vor, die geringere Belastung der Amper im Vergleich zur Altmühl zeigt sich jedoch auch in Gewässergüte und Trophie. Die Gewässergütekarte von 1995 zeigt für die Amper überwiegend eine mäßige Belastung (Güteklasse II) an, kurz nach dem Seeausfluss war die Amper 1995 kritisch belastet. Der Trophiezustand der Amper wird auf der gesamten Untersuchungsstrecke mit „eutroph“ angegeben (STMLU 1996). Positiv wirkte sich auf das Fließgewässer offenbar auch die Verbesserung der Wasserqualität des Ammersees aus. Dieser wird seit 1971 durch eine Ringkanalisation von Abwassereinleitungen freigehalten. In den Zuflüssen des Ammersees wurden darüber hinaus schon seit den siebziger Jahren die Abwassertechnik durch den Neubau und die Modernisierung von Kläranlagen verbessert. Der See wurde 1992 als mesotroph eingestuft (SCHAUMBURG 1996).

Eine weitere Begründung für die bessere ökologische Qualität der Amper im Vergleich zur Altmühl kann aus den morphologisch-strukturellen Eigenschaften des Gewässers abgeleitet werden. Etwa die Hälfte der an der Amper untersuchten Flusslänge kann aufgrund hoher Fließgeschwindigkeit dem Makrophyten-Typ MRK zugeordnet werden. In rhithral geprägten Fließgewässern mit turbulenter Wasserbewegung ist der Eintrag von Sauerstoff in das Wasser erleichtert, was sich positiv auf die Selbstreinigungskräfte eines Gewässers auswirkt (SCHÖNBORN 1992). Rhithrale Fließgewässer reagieren also auf den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen weniger empfindlich als potamal geprägte Flüsse.

Auf die starke Beeinflussung der Amper durch den Abfluss des Ammersees lässt sich das Vorkommen verschiedener Characeen-Arten (Gruppe A) in den ersten Abschnitten nach dem See zurückführen. Aus Artengruppe B treten in der Amper neben Moosen wie *Fontinalis antipyretica* und *Leptodictyum riparium* verschiedene *Ranunculus*-Arten (v. a. *R. fluitans* und *R. trichophyllus*) auf. Die Laichkräuter *Potamogeton perfoliatus* und *Potamogeton pusillus* werden in potamalen Abschnitten der Amper (Makrophyten-Typ MPG) ebenfalls in Artengruppe B eingeordnet, in rhithralen Bereichen (Typ MRK) weisen sie jedoch auf Belastungen hin (Artengruppe C). Als Störzeiger treten in der Amper hauptsächlich *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pectinatus* sowie *Zannichellia palustris* auf. Die in der Altmühl dominierende Art *Nuphar lutea* spielt in der Amper ebenso wie die *Sparganium*-Arten jedoch kaum eine Rolle.

Trotz verbesserter Wasserqualität des Flusses und für eine Selbstreinigung günstigen Voraussetzungen, hätte ein überwiegender Teil der untersuchten Amperstrecke 1992 das Qualitätsziel des guten ökologischen Zustands nicht erreicht. Eine Ursache hierfür kann z.B. in einer hohen Konzentration von belastenden Stoffen im Sediment liegen (SCHNEIDER 2000), die mittels wasserchemischer Messungen nicht erfassbar sind. Eine Wiederholungskartierung der Makrophytenvegetation in der Amper könnte darüber Aufschluss geben, ob die aktuelle ökologische Qualität des Gewässers die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie erfüllt.

8.1.3 Das System der Sempt

Das Fließgewässersystem der Sempt liegt nordöstlich von München in der Münchner Ebene bzw. im Oberbayerischen Tertiärhügelland. Aus den Quellflüssen Anzinger Sempt und Forstinninger Sempt entsteht die eigentliche Sempt. Die Schwillach mündet als rechter Nebenfluss der Sempt bei Wörth in den Hauptfluss. Die Kartierung der Flüsse erfolgte 1998 von den beiden Quellflüssen bis nach Pretzen auf insgesamt 31,7 km Länge (SCHNEIDER et al. 2001). Eine Besonderheit des Semptsystems sind die stellenweise sehr starken Grundwasserzutritte, die v.a. die Quellflüsse Anzinger und Forstinninger Sempt sowie die Schwillach prägen (DINZINGER 1999).

Ergebnisse

Die Kartierungsabschnitte an der Sempt und ihren Zuflüssen können dem Makrophyten-Typ der „Potamal geprägten Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP)“ sowie dem karbonatisch-rhithral geprägten Typ MRK zugeordnet werden. Aufgrund der starken Grundwasserzutritte werden die potamal geprägten Abschnitte der Forstinninger Sempt, Anzinger Sempt und Schwillach dem Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst) zugeordnet. Die Ergebnisse der Bewertung werden in Abbildung 25 wiedergegeben. Eine beispielhafte Darstellung der Ergebnisse im Längsverlauf erfolgt für Forstinninger Sempt und Sempt in Abbildung 26.

Die Sempt und ihre Nebenflüsse können aufgrund der Makrophytenuntersuchungen von 1995 in weiten Bereichen dem guten Zustand zugerechnet werden: Forstinninger Sempt und Sempt erreichen auf über 60 % der untersuchten Fließstrecke die ökologische Qualitätsklasse 2. Die Abschnitte von Anzinger Sempt und Schwillach müssen jedoch überwiegend der ökologischen Zustandsklasse 3 oder schlechter zugeordnet werden.

Diskussion

Ein gesicherter Referenzindex konnte für fast alle Untersuchungsabschnitte berechnet werden. Der erste Abschnitt der Anzinger Sempt ist aufgrund starker anthropogener Belastung frei von Makrophyten (DINZINGER 1999) und muss mit der (ungesicherten) ökologischen Qualitätsstufe 5 bewertet werden. Ein weiterer Abschnitt konnte aufgrund zu geringer Gesamtpflanzenmenge nicht gesichert bewertet werden.

Makrophytentaxa der Artengruppe A sind in der Sempt und ihren Zuflüssen nur selten vertreten. In potamalen Abschnitten der Forstinninger Sempt tritt stellenweise *Groenlandia densa* als Gütezeiger auf, in wenigen Bereichen auch *Mentha aquatica* in größerer Pflanzenmenge. Als dominierende Art im Semptsystem kann *Berula erecta* bezeichnet werden, auch *Fontinalis antipyretica*, *Ranunculus trichophyllus* und *Callitriche sp.* kommen in weiten Bereichen des Untersuchungsgebietes vor. Etwas weniger häufig treten *Ranunculus fluitans* und *Ranunculus*-Kreuzungen auf. Letztere wurden in Artengruppe B eingeordnet, da auch die drei in Frage kommenden Elternarten *R. fluitans*, *R. trichophyllus* und *R. circinatus* dieser Artengruppe angehören. In der Anzinger Sempt sind darüber hinaus *Myriophyllum verticillatum* und *Nasturtium officinale* häufig, in potamalen Bereichen auch *Potamogeton berchtoldii* und *Ranunculus circinatus*. Zu schlechten Bewertungsergebnissen in der Schwillach führt v. a. der neophytische Störzeiger *Elodea canadensis*. *Sparganium emersum* und *Zannichellia palustris* kennzeichnen besonders in Sempt und Anzinger Sempt belastete Bereiche, kommen aber auch in allen anderen Fließgewässern des Systems vor.

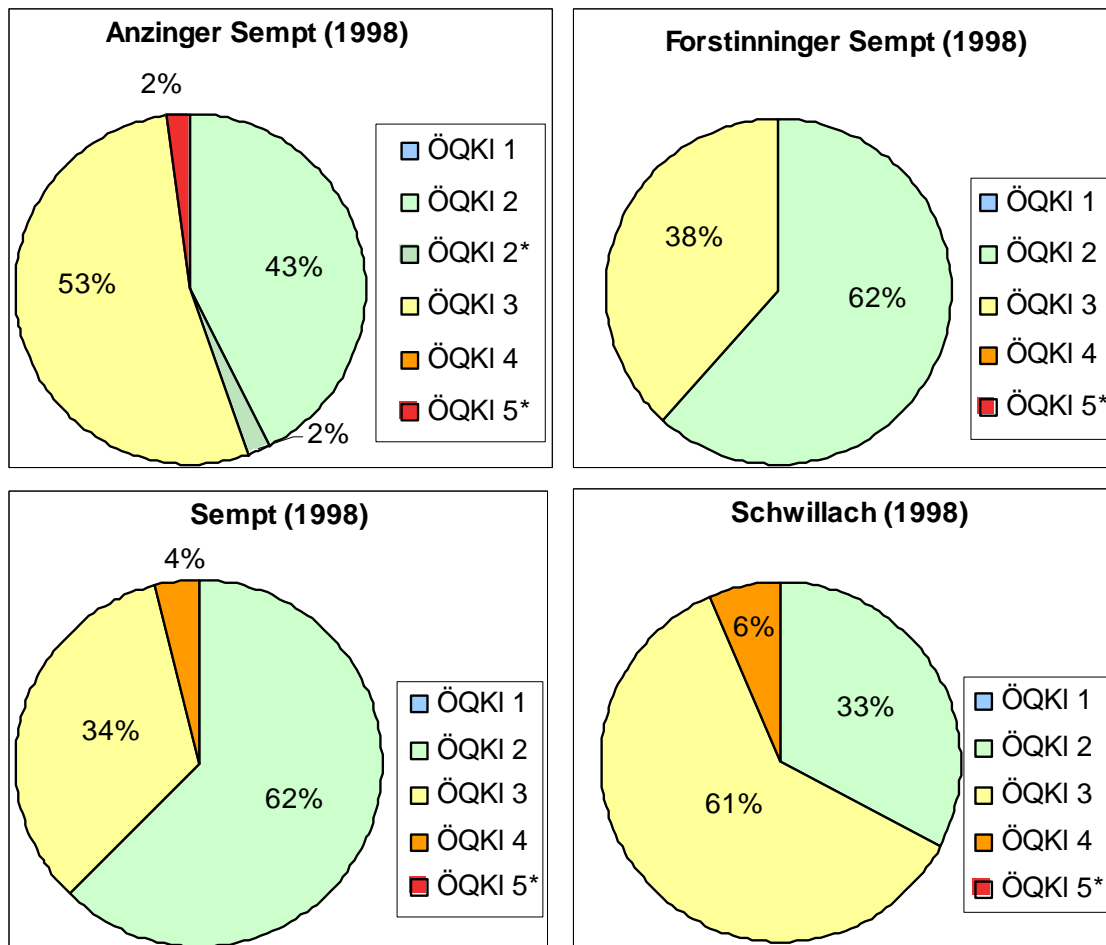


Abbildung 25: Die Fließgewässer des Semptsystems. Dargestellt sind die ökologischen Qualitätsklassen (*: RI nicht gesichert) anhand der Summen der Abschnittslängen.

Tabelle 20: Saprobielle und trophische Qualität der Sempt und ihrer Zuflüsse (nach DINZINGER 1999, SCHNEIDER 2000)

Fließgewässer	Gewässergüte	Trophie (TIM)
Anzinger Sempt	II-III / III	meso-eutroph
Forstinninger Sempt	I-II	meso-eutroph / eutroph
Schwillach	II-III / III-IV	eutroph
Sempt	II	eutroph

Wechsel des Makrophyten-Typs im Längsverlauf eines Fließgewässers

Basierend auf der Ausprägung ihrer morphologisch-strukturellen Standortfaktoren können verschiedene, auch aufeinander folgende Abschnitte eines Fließgewässers in unterschiedliche Makrophyten-Typen eingeordnet werden. Ein Typwechsel innerhalb eines Fließgewässers fällt jedoch grundsätzlich mit einem Abschnittswechsel zusammen.

In Abbildung 26 sind die Einteilung in Makrophyten-Typen sowie die ökologischen Zustandsklassen gemäß Referenzindex für die Forstinninger Sempt und die Sempt dargestellt. Hierbei zeigt sich, dass Änderungen in der ökologischen Qualität von Fließgewässerabschnitten sowohl innerhalb mehrerer Abschnitte desselben Makrophyten-Typs auftreten können (z.B. Abschnitt 30, Sempt) als auch beim Wechsel von einem Makrophyten-Typ auf einen anderen (z.B. Abschnitt 53, Forstinninger Sempt). Ein Wechsel der Typeinteilung ist jedoch nicht in jedem Fall mit einer veränderten Bewertung verbunden.

Bei der Längskartierung von Fließgewässern werden Abschnittsgrenzen in Abhängigkeit von der ökologischen Homogenität der Fließgewässerbereiche gezogen (vgl. Kapitel 4). Die Faktoren Fließgeschwindigkeit, Beschattung, Sedimentverhältnisse, Umlandnutzung, Zuflüsse oder abrupte Veränderungen in der Zusammensetzung der Makrophytenvegetation dienen zur Abgrenzung der Untersuchungsstrecken. Aufeinander folgende Kartierabschnitte unterscheiden sich daher meist grundlegend in für Makrophyten wichtigen Standortfaktoren. Als verbindende Komponente zwischen Abschnitten kann allenfalls das Wasser der fließenden Welle angesehen werden. Bei den übrigen Einflussgrößen wie z.B. der Nährstoffkonzentration im Sediment sind jedoch grundsätzlich auch abweichende Belastungszustände möglich.

Bei aufeinander folgenden Abschnitten, die unterschiedlichen Makrophyten-Typen angehören, kann daher nicht *a priori* eine vergleichbare Degradation angenommen werden. Die Einteilung einer Fließstrecke in die ökologische Qualitätsklasse ist vielmehr als unabhängig von der Bewertung des vorhergehenden Abschnittes zu betrachten. Eine Änderung der Bewertungsklasse, die mit einem Wechsel des Makrophyten-Typs einhergeht, kann somit nicht als Indiz für eine mangelnde Stringenz des Bewertungssystems gewertet werden.

Die Bedeutung des Grundwassereinflusses

Würden die potamal geprägten Abschnitte der Sempt nicht aufgrund ihres geringeren Grundwassereinflusses in den Typ MP sondern in den Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst) eingeordnet, würde sich die Bewertung wie in Abbildung 27 darstellen. Die Sempt würde dann auf 92 % ihrer Fließstrecke mit der ökologischen Zustandsstufe 3 („mäßig“) bewertet, auf 8 % müsste sie in Zustand 4 („unbefriedigend“) eingestuft werden.

Wie dieses Ergebnis zeigt, ist die korrekte Zuordnung von Probestellen in den entsprechenden Makrophyten-Typ von herausragender Bedeutung für die Bewertung. Besonders die Entscheidung, ob ein Gewässer als grundwasserbeeinflusst zu bezeichnen ist, wirft dabei oft Probleme auf, da eine präzise Definition des Terminus „grundwasserbeeinflusstes Fließgewässer“ nicht formulierbar ist.

In gewisser Weise werden alle Fließgewässer von Grundwasser beeinflusst. Vor allem die Oberläufe von Gewässern sind normalerweise stark durch Grundwasserzuströmung geprägt. Für diese meist rhithralen Fließgewässer spielt jedoch die Frage nach dem Grundwassereinfluss für die Makrophyten-Typologie keine Rolle, da bei der Einteilung in die Typen MRK und MRS nicht nach Grundwasserbeeinflussung unterschieden wird.

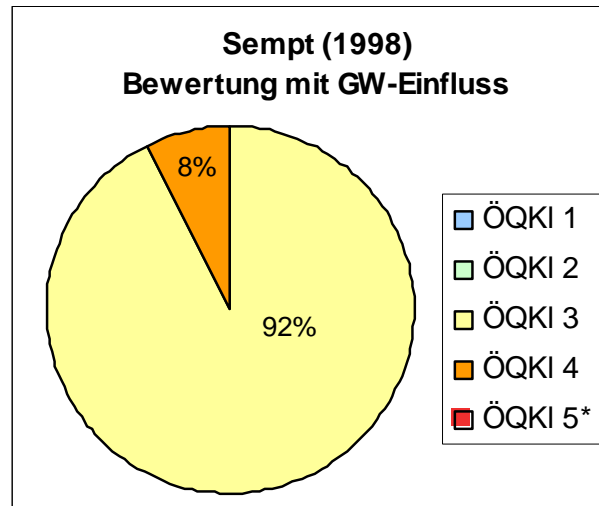


Abbildung 27: Ökologische Qualitätsklassen an der Sempt. Bewertung der potamalen Abschnitte nach Untertyp MPG (Grundwassereinfluss; *,*: RI nicht gesichert)

In potamalen Gewässern ist starker Grundwasserzuströmung oft durch ein auffälliges Temperaturregime gekennzeichnet. Die Gewässer verhalten sich stenotherm, d.h. sie besitzen nur eine geringe Jahrestemperaturamplitude mit verhältnismäßig warmen Temperaturen im Winter und kühlen Sommertemperaturen. Einige Makrophytenarten, wie z.B. *Berula erecta* oder *Nasturtium officinale* sind bevorzugt in solchen Lebensräumen anzutreffen (CARBIENER et al. 1990, KOHLER et al. 1997).

Der Anteil des Grundwassers am Abflussregime eines Fließgewässers kann darüber hinaus aus hydrologischen, pedologischen und geologischen Merkmalen des Einzugsgebietes abgeleitet werden. Teilweise können Informationen zu Grundwasserständen in bestimmten Einzugsgebieten auch aus behördlichen Messnetzen abgefragt werden. Als Unsicherheitsfaktor bei der Bestimmung des Grundwassereinflusses muss beachtet werden, dass die Stärke des Grundwasserzuströms zeitlich variieren kann und z.B. von saisonalen Hochwasserereignissen abhängt (GIERIG et al. 2001).

Wichtig für die Bewertung nach dem Referenzindex ist ein merklicher und ökologisch relevanter Grundwassereinfluss. Ob ein Gewässer als grundwasserbeeinflusst eingestuft werden kann, muss daher durch Abwägung verschiedener Faktoren ermittelt werden. Oft wird die Erfahrung des jeweiligen Bearbeiters eine wichtige Entscheidungsgrundlage sein. Die Einteilung eines Fließgewässers (abschnitte)s in die Typologie und damit die Bewertung des Gewässers darf aber keinesfalls von einer vorher gefassten „Wunschvorstellung“ abhängig gemacht werden. In Zweifelsfällen muss daher das Ergebnis immer hinterfragt und kritisch diskutiert werden.

8.1.4 Referenzindex und Trophie

Basierend auf Kartierungsdaten zu sechs Makrophyten-Untersuchungen in Südbayern wurde der Zusammenhang zwischen dem Referenzindex (RI) und der Trophie der Gewässer untersucht. Die Kartierungen wurden zwischen 1997 und 1999 am Rotbach (SCHORER et al. 2000), Lauterbach (SCHNEIDER et al. 2000), Ronetsbach (unveröff.), im Semptsystem (SCHNEIDER et al. 2001, s. o.) sowie am Inninger Bach (SCHNEIDER et al. 2000a) und am Ascherbach (SCHNEIDER et al. 2000b) durchgeführt. Die Fließgewässer liegen alle in Landschaftsräumen mit kalkreichen Untergründen. Am Rotbach, Lauterbach, Ronetsbach, Ascherbach sowie zum Teil an den Fließgewässern des Semptsystems (s. o.) liegt nennenswerter Grundwasserzufluss vor. Rhithrale Abschnitte wurden daher dem Makrophyten-Typ MRK, potamale Bereiche den Typen MP bzw. MPG zugeordnet. Detaillierte Beschreibungen der Gewässer und ihrer Einzugsgebiete bieten SCHNEIDER (2000) sowie SCHNEIDER et al. (2000).

Zur Abschätzung des trophischen Zustandes der Gewässer wurde der von SCHNEIDER (2000) entwickelte Trophieindex Makrophyten (TIM) berechnet (vgl. Kapitel 4). Der Index zeigt die Trophieverhältnisse innerhalb eines Fließgewässer-Abschnittes anhand der submersen Makrophytenvegetation an. Er ermöglicht die Indikation der Phosphorverhältnisse in den beiden Gewässerkompartimenten Freiwasser und Sediment und integriert somit die für Makrophyten maßgeblichen Nährstoffquellen.

Der TIM kann Werte zwischen 1 (oligotroph) und 4 (polytroph) annehmen. Die Zuordnung der Indexbereiche zu Trophieklassen zeigt Tabelle 21. Die Bestimmung der Trophiestufen erfolgt beim TIM direkt aus dem errechneten Zahlenwert.

Tabelle 21: Einteilung der TIM-Werte in Trophiestufen (SCHNEIDER 2000)

Indexbereich TIM	Trophiestatus
$1,00 \leq \text{TIM} < 1,45$	oligotroph
$1,45 \leq \text{TIM} < 1,87$	oligo-mesotroph
$1,87 \leq \text{TIM} < 2,25$	mesotroph
$2,25 \leq \text{TIM} < 2,63$	meso-eutroph
$2,63 \leq \text{TIM} < 3,05$	eutroph
$3,05 \leq \text{TIM} < 3,50$	eu-polytroph
$3,50 \leq \text{TIM} < 4,00$	polytroph

Ergebnisse

In Abbildung 28 ist die Beziehung zwischen dem Referenzindex für Makrophyten in Fließgewässern und dem Trophieindex TIM wiedergegeben. Es wurden nur gesicherte Indexwerte betrachtet. Zwischen den beiden Indices besteht ein negativer Zusammenhang, d.h. je negativer der Referenzindex wird, desto höher ist der Trophieindex und damit die Trophie. Der Korrelationskoeffizient R^2 beträgt 0,7719.

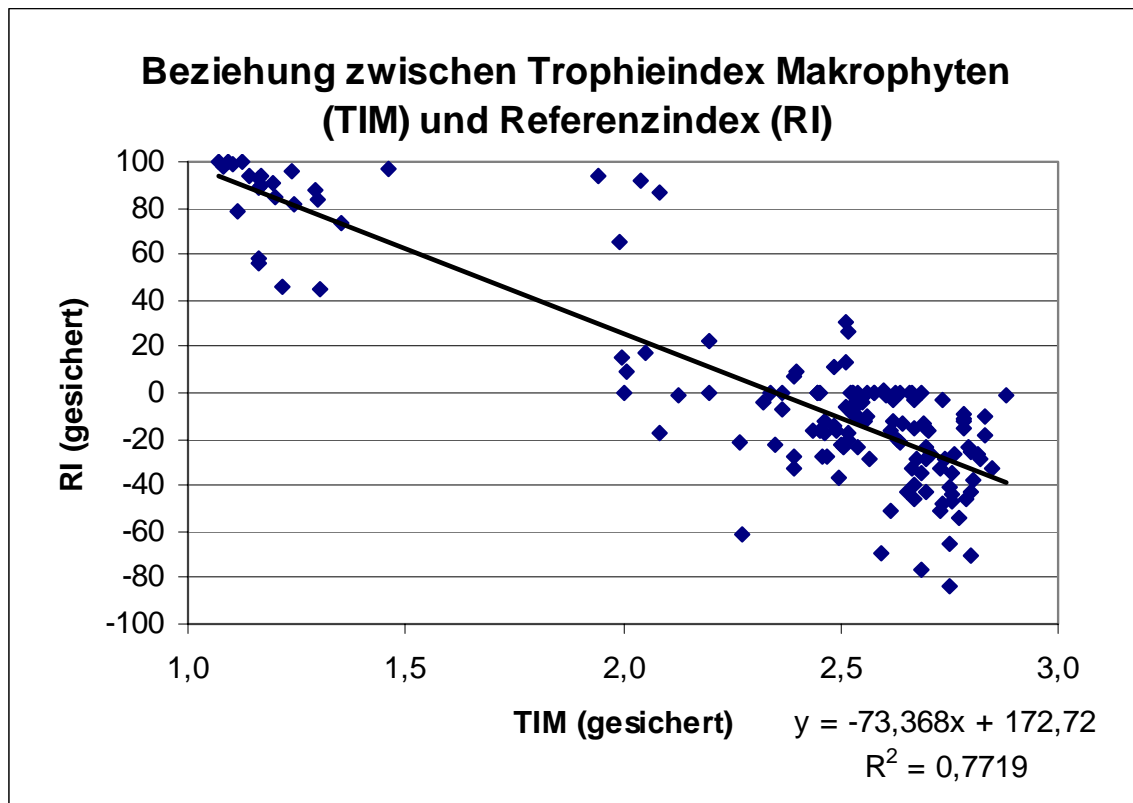


Abbildung 28: Beziehung zwischen RI und TIM

Diskussion

Sehr gute Werte im Referenzindex und sehr niedrige Trophiezustände werden am Rotbach sowie am Lauterbach erreicht. Beide Bäche sind grundwasserbeeinflusste Gewässer mit sehr geringer anthropogener Belastung. Zwischen diesen beiden und den übrigen untersuchten Fließgewässern besteht in der Verteilung von TIM und RI ein deutlicher Sprung. Hervorgerufen wird dieser vermutlich durch die herausragende Stellung der beiden Fließgewässer als nahezu anthropogen unbeeinflusste Gewässer im Gegensatz zu den übrigen, durch verschiedenste Immissionen aus Kläranlagen, Landwirtschaft oder Fischereiwirtschaft belasteten Gewässern. Mittlere Werte bei TIM und RI erreichen einzelne Kartierabschnitte im Ronetsbach, Ascherbach und der Forstinninger Sempt. Der überwiegende Teil der untersuchten Fließgewässersektionen liegt jedoch im eutrophen Bereich des Trophieindex und zugleich bei negativen RI-Werten. Durch beide Indices besonders schlecht bewertet werden Abschnitte an der Sempt und am Inninger Bach, aber auch einzelne belastete Stellen im Unterlauf des Rotbachs.

Die gute Korrelation zwischen den beiden Indices zeigt deutlich, dass die Trophie einen erheblichen Einfluss auf die ökologische Qualität der untersuchten Gewässer besitzt. Dieses Ergebnis überrascht einerseits, da bei der Erstellung des Bewertungssystems sowie bei der Einteilung der Taxa in die Artengruppen nicht nach trophischen Eigenschaften der Arten vorgegangen wurde, sondern stets die Abweichung der Biozönose von den Referenzbedingungen im Vordergrund stand. Die Zuordnung der Taxa zu den Artengruppen sowie das Ziehen der Indexgrenzen für die Bewertung erfolgten somit auf der Grundlage einer allgemeinen ökologischen Veränderung der Makrophytenbiozönose (vgl. Kapitel 7). Andererseits stellt das Nährstoffangebot und damit die Trophie im Fließgewässer einen der wichtigsten Faktoren für das pflanzliche Wachstum dar (vgl. Kapitel 3). Dominierende morphologisch-strukturelle Parameter wie z.B. die Fließgeschwindigkeit treten durch die typspezifische Bewertung der Fließgewässer in den Hintergrund. Damit wird der Einfluss der Trophie auf die Makrophytenbiozönose besonders deutlich. Die große Übereinstimmung von Referenzindex und Trophie (TIM) zeigt, dass aus Sicht der Makrophyten die Trophie als wichtigster Degradationsfaktor in den untersuchten Gewässern anzusehen ist.

Darüber hinaus kommt der Eutrophierung der Gewässer mit anorganischen Nährstoffen in der heutigen Zeit eine umso größere Bedeutung zu, als die Verschmutzung von Fließgewässern durch organische Stoffe inzwischen durch Umweltschutzmaßnahmen und verbesserte Abwassertechnik stark zurückgegangen ist (StMLU 1996, LAWA 1999). Die Folgen der trophischen Belastung von Fließgewässern werden daher zunehmend auch ökologisch relevant. Es ist somit als logische Konsequenz anzusehen, dass Artenzusammensetzung und Abundanz von Makrophytenbiozönosen in starkem Maße von der Trophie abhängen.

Der Korrelationskoeffizient von knapp 0,8 macht jedoch auch deutlich, dass die Trophie nicht als alleiniger bestimmender Faktor wirkt. Der Referenzindex kann daher nicht als reiner Trophieindex verstanden werden, sondern geht in seiner Indikationsfunktion über die Nährstoffverhältnisse hinaus. Er indiziert vielmehr, wie in der Wasserrahmenrichtlinie gefordert, die Abweichung degradierter Biozönosen von der Referenzbiozönose. Hieraus wird ersichtlich, dass aquatische Makrophyten zwar in erster Linie eine Degradation der Trophie anzeigen, darüber hinaus aber gesamtökologische Aussagekraft besitzen.

8.1.5 Zusammenfassende Diskussion zur Erprobung des Verfahrens

Grundsätzlich kann für die Erprobung des Referenzindex festgestellt werden, dass das Bewertungssystem von wenigen Ausnahmen abgesehen auf die Testdatensätze anwendbar ist. Die Ergebnisse der Bewertung stehen im Einklang mit anderen limnologischen Informationen über die Gewässer wie etwa Wasserchemie, Gewässergüte oder Trophie. Der Referenzindex spiegelt demnach die realen Verhältnisse in den Fließgewässern wieder.

Die Anwendung des Bewertungsverfahrens auf die Gewässer Altmühl, Amper sowie das Semptsystem zeigt, dass ein großer Teil der untersuchten Flussabschnitte aus Makrophytensicht mit der ökologischen Qualitätsklasse 3 oder schlechter bewertet werden muss. Abhängig von der noch nicht festgelegten Verschneidung der Bewertungsergebnisse verschiedener Organismengruppen könnte dies bereits dazu führen, dass im Sinne der WRRL Handlungsbedarf angezeigt wird. Da dies erheblichen personellen sowie finanziellen Aufwand für die zuständigen Behörden mit sich bringt, wurde die Exaktheit der Bewertungsergebnisses besonders kritisch hinterfragt.

Dass die Bewertung gemäß Referenzindex mit wichtigen limnologischen Indikationssystemen analogisierbar ist, wurde bereits ausführlich dargelegt. Teilweise auftretende Diskrepanzen zwischen Gewässergüte und Referenzindex können mit den Bewertungssystemen zugrunde liegenden Prinzipien erläutert werden. Z.B. erreicht die Gewässergüte von Forstinninger Sempt und Sempt die Klassen I-II bzw. II (Tabelle 20), was bedeutet, dass hier das Entwicklungsziel der „mäßigen“ Belastung erfüllt worden ist. Der Referenzindex zeigt jedoch für jeweils fast 40 % der Gewässerstrecken die ökologische Qualitätsklasse 3 und schlechter an, also Handlungsbedarf im Sinne der WRRL.

Hierbei muss beachtet werden, dass die beiden betrachteten Bewertungssysteme grundsätzlich unterschiedliche ökologische Zusammenhänge indizieren. Während sich die durch die Gewässergüte dargestellte organische Belastung bayerischer Fließgewässer in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich verbessert hat (STMLU 1996), zeigt der Referenzindex gesamtökologische Degradationen an, die die Zusammensetzung von Makrophytenbiozönosen verändern. Die Bewertung geht damit über eine bloße Indikation organischer Schadstoffe hinaus.

Bei der Bewertung der Gewässer Altmühl und Amper muss auch der Zeitpunkt der Makrophytenuntersuchungen beachtet werden, da die Kartierungen beider Gewässer über 15 Jahre zurück liegen. Aufgrund der allgemein verbesserten Belastungssituation an Fließgewässern in Bayern könnte sich eine Bewertung inzwischen günstiger darstellen. Die Ergebnisse sollten daher durch aktuelle Untersuchungen überprüft werden. Dennoch ist festzuhalten, dass gerade die trophische Belastung der Gewässer aus diffusen Quellen in bestimmten Regionen der Bundesrepublik immer noch sehr hoch ist. Besonders potamale Gewässer in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten sind gefährdet. Dies zeigt sich auch bei den für die Erstellung des Bewertungssystems untersuchten Fließgewässerabschnitten des Typs MP(G) (vgl. Kapitel 7).

Bei den Kartierungsarbeiten zur Erstellung des Bewertungssystems wurden aus Praktikabilitätsgründen nur maximal 100 m lange Abschnitte untersucht. Trotzdem kann das Verfahren auch für Abschnittskartierungen mit größeren bzw. ungleich großen Kartierabschnitten verwendet werden. Neben der Abundanzschätzung mittels KOHLER-Skala ist dabei jedoch stets die ökologische Homogenität der untersuchten Fließgewässerbereiche als wichtige Voraussetzung zu beachten (vgl. Kapitel 4 und 8.2.4).

Bisher kann der Referenzindex nur auf Fließgewässerabschnitte angewandt werden. Die Übertragbarkeit des Verfahrens für die Bewertung ganzer Fließgewässer wird in Kapitel 8.2.4 diskutiert.

8.2 *Diskussion des Bewertungssystems*

8.2.1 Makrophyten als Bioindikatoren

Eine Limitierung der Verwendbarkeit von Makrophyten als Bioindikatoren muss in der natürlichen Variabilität des Wasserpflanzenbewuchses von Fließgewässern gesehen werden (MELZER 1985). Je nach vorherrschenden Standortfaktoren können Bäche und Flüsse natürlicherweise von Wasserpflanzen freie Abschnitte besitzen. So verhindern z.B. starke Beschattung oder hohe Fließgeschwindigkeiten das Vorkommen von Makrophyten in Fließgewässern. Große Flüsse können von Plankton dominiert werden und frei von Makrophyten sein (vgl. Kapitel 3). Die in Fließgewässern vorherrschende dynamische Entwicklung im Gegensatz zur unidirektionalen Sukzession im See kann ebenfalls einen Unsicherheitsfaktor für die Indikation mit Makrophyten darstellen. Die Biozönosen können nicht als Klimaxstadium angesehen werden, da sie kurzfristigen Veränderungen, wie z.B. Schädigungen der Pflanzen durch Hochwasser unterliegen. Auf die Zusammensetzung von Makrophytenbiozönosen können sich auch verbreitungsbiologische Faktoren, wie die Nachlieferung von Diasporen aus flussaufwärts gelegenen Stillwasserbereichen, auswirken. Ebenso kann das Vorkommen von Makrophyten von der kleinräumigen Verteilung ökologischer Nischen abhängen.

Besonders Helophyten werden von sehr vielen Außenfaktoren beeinflusst, da der Uferbereich von Fließgewässern im Gegensatz zum Flussbett selbst meist einen noch stärker heterogenen Lebensraum darstellt. Abhängig von Uferbewuchs (Lichtversorgung), Ufermorphologie (Substrat) und Wasserstand kann das Vorkommen helophytischer Vegetation sehr starken Schwankungen unterliegen. Eine Indikation von Wasserinhaltsstoffen mit emersen Wasserpflanzen ist nur schwer möglich, da als Nährstoffquelle fast ausschließlich das Sediment genutzt wird und somit die chemische Zusammensetzung des Wassers nur einen indirekten Einfluss hat. Massive morphologisch-strukturelle Eingriffe wie Verbau von Ufer oder Sohle eines Fließgewässers bewirken zwar eine Schädigung der Helophytenvegetation. Solche offensichtlichen anthropogenen Einflüsse können und müssen aber nicht erst durch pflanzliche Organismen indiziert werden. SIPOS et al. (2002) fanden Zusammenhänge zwischen Artenzahlen und Strukturvielfalt eines Flusssystems. Diese Beziehung zwischen Gewässermorphologie und Artenzusammensetzung bzw. Abundanz konnte jedoch in der vorliegenden Untersuchung nicht zur Indikation struktureller Degradationen mittels (helophytischer) Makrophyten genutzt werden. Bei der stichprobenartigen Untersuchung einzelner Fließgewässerabschnitte kann meist nicht beurteilt werden, ob das Fehlen von Helophyten auf eine Degradation hinweist oder natürliche Ursachen hat (vgl. Kapitel 7.2). Möglicherweise muss die Strukturgröße als großräumiger Faktor gesehen werden, dessen Einfluss sich nicht anhand einzelner Abschnitte eines Fließgewässers nachvollziehen lässt. Ob eine Möglichkeit besteht, die helophytische Vegetation auf der Maßstabsebene ganzer Fließgewässer zur Indikation von strukturellen Degradationen zu nutzen, kann mit der vorliegenden Untersuchung nicht geklärt werden.

Die dargestellten Tatsachen führen zu Unsicherheiten in der Bewertung mit Makrophyten. In Bereichen ohne oder mit nur wenigen Wasserpflanzen kann der Referenzindex nicht gesichert angewandt werden.

Sind bei Betrachtung der submersen Makrophyten die Voraussetzungen für die Bewertung (vgl. Kapitel 7) erfüllt, kann aber auf Grundlage der Artengruppen eine stabile Bewertung der Makrophytenbiozönose erfolgen.

Die Eignung von Makrophyten zur Bewertung von Fließgewässern ist dennoch unbestritten und wird durch zahlreiche Untersuchungen belegt (Kapitel 8.2.4). Makrophytische Wasserpflanzen sind *per definitionem* geeignete Bioindikatoren (vgl. Kapitel 0): Sie reagieren gegenüber anthropogenen Degradationen ihres Lebensraums empfindlich und zeigen dies durch Veränderungen in ihrer Artenzusammensetzung und Abundanz an. Viele Makrophytenarten besitzen darüber hinaus relativ enge Standortsamplituden und können spezifische Belastungen anzeigen.

Die im Gewässer wurzelnden Taxa sind ortskonstant und bieten daher die Möglichkeit einer guten räumlichen Auflösung von Belastungen (POTT & REMY 2000). Zusätzlich können sie aufgrund ihrer Standorttreue als Indikatoren über die ganze Vegetationsperiode bzw. über mehrere Jahre dienen. Einige immergrüne Arten wie z.B. Moose unterliegen darüber hinaus nur geringen saisonalen Schwankungen in ihrer Bioindikationsfunktion. Als verbindende Elemente zwischen Sediment und Freiwasser integrieren makrophytische Wasserpflanzen auch zwischen den Gewässerkompartimenten (vgl. Kapitel 3). Ihre weite Verbreitung (SCULTHORPE 1967) macht sie gerade für ein europaweit zu interkalibrierendes Bewertungssystem zu geeigneten Organismen.

Die relativ einfache Handhabung und Kartierung von Makrophyten prädestiniert diese für einen praktikablen Einsatz in Überwachungs- und Monitoringprogrammen. Viele Arten können direkt während der Freilandarbeit determiniert werden, es sind in der Regel keine labortechnischen Aufbereitungsschritte oder Kultivierungen nötig. Die Bestimmung einiger Taxa, wie z.B. der Wassermoose oder *Ranunculus*-Arten erfordert zwar spezifisches Fachwissen. Dieses kann aber bei entsprechender Einarbeitung mit (im Vergleich zur Bestimmung von z.B. Diatomeen oder Saprobiern) verhältnismäßig geringem Aufwand relativ rasch erworben werden.

Das Vorgehen bei der Einteilung der während der Kartierungen gefundenen Makrophytentaxa in typspezifische Artengruppen wurde in Kapitel 7 bereits ausführlich dargestellt. Durch die im Projekt PHYLIB vorgegebene Beschränkung der Untersuchungsgewässer auf Fließgewässer mit Einzugsgebieten von mehr als 10 km² wurden viele kleinere Fließgewässer sowie Oberläufe *a priori* nicht in die Untersuchung mit einbezogen. Gerade solche Fließgewässer beherbergen jedoch oft „klassische“ Pflanzengemeinschaften unbeeinflusster Fließgewässer und damit typspezifische Arten (WEBER-OLDECOP 1981, POTT 1995). Da aus diesem Grund die aus den eigenen Aufnahmen hervorgehenden Artengruppen nicht den Anspruch absoluter Vollständigkeit erheben können, wurden Ergänzungen der Artengruppen aus entsprechenden Literaturangaben vorgenommen. Dabei wurde als wichtigster Faktor die Spezifität der jeweiligen Literaturangabe für den betreffenden Makrophyten-Typ betrachtet. Ausschlaggebend für die Einteilung des Taxons in die Artengruppen A, B oder C waren Angaben zur Toleranz der Arten gegenüber allgemeinen Degradationsformen. Naturgemäß wird in den meisten Publikationen besonderes Augenmerk auf die Eutrophierung gelegt, die trophische Einstufung der Art diente jedoch nicht als alleiniges Kriterium für die Zuordnung zu den Artengruppen.

Bei der Verwendung von Moosen als Indikatoren in Fließgewässern ist die Unterscheidung von amphibischen Arten, die nur zufällig im Gewässerbett vorkommen und „echten“ Wassermoosen oft schwierig. In die Artengruppen v. a. der rhithralen Makrophyten-Typen MRK und MRS gingen daher zum Teil auch amphibische Moospezies ein. Im Sinne von TREMP (1999) werden somit alle Moose als aquatisch betrachtet, die über längere Zeit vollständige Überflutung tolerieren können. Bei der Kartierung wurden jedoch nur Arten aufgenommen, die unterhalb der Mittelwasserlinie wuchsen.

Die Einteilung der Arten in die verschiedenen Gruppen konnte für die Süd- und Mitteldeutschen Fließgewässer-Typen relativ leicht vorgenommen werden. Grund hierfür sind die natürlichen Abstufungen innerhalb der Biozönosen von kaum bis gering, mäßig und stark belasteten Gewässern. Eine degradationsbedingte Dominanz von Störzeigern kann hier direkt durch das Verhältnis von Artengruppe A zu Artengruppe C indiziert werden.

In den mittelgroßen Niedrigungsgewässern des Norddeutschen Tieflandes sind die Unterschiede zwischen den Degradationsstufen weniger deutlich anhand einzelner Arten erkennbar. Aufgrund der natürlicherweise höheren Trophie in Norddeutschland (vgl. Kapitel 5) kommen viele in Süddeutschland eindeutige Störzeiger in norddeutschen Gewässern als typische Mitglieder auch gering belasteter Biozönosen vor. Für die Bewertung wurde daher auf pflanzensoziologische Kenngrößen der Artengemeinschaft, wie Taxazahl und Evenness, zurückgegriffen (vgl. WEYER 2001).

Allgemein gesehen werden durch die Einteilung der Taxa in Artengruppen ökologisch ähnliche Arten innerhalb eines Typs zusammengefasst. Weil dadurch nicht einzelne Arten im Vordergrund stehen, wird die Gefahr einer unrealistischen Bewertung durch die Artengruppen gemindert. Darüber hinaus ist die Anwendbarkeit des Bewertungssystems gegenüber der natürlichen Variabilität von Makrophyten-biozönosen in Fließgewässern relativ stabil. Dass die Beurteilung nicht auf einzelnen Arten oder definierten Artenkombinationen beruht, erhöht die Flexibilität des Verfahrens. Zudem können noch nicht eingestufte oder neu auftretende Taxa, wie etwa Kreuzungen oder Neophyten anhand ihrer ökologischen Eigenschaften leicht in das Bewertungsverfahren integriert werden (vgl. Kapitel 7).

8.2.2 Die Kartierungsmethodik

Das Hauptaugenmerk bei der Auswahl der verwendeten Methodik lag zum einen auf der Anwendbarkeit der Kartierungsmethode in der wasserwirtschaftlichen Praxis, zum anderen auf der möglichst umfassenden wissenschaftlichen Aussagekraft der erhobenen Daten (vgl. MEILINGER & SCHNEIDER 2001). Es wurde daher Wert auf einfache, reproduzierbare und bearbeiterunabhängige Skalen gelegt. Der Kartierbogen (siehe Anhang) enthält für die makrophytische Vegetation wichtige, einfach zu erfassende Standortparameter des untersuchten Gewässers.

Die Aufnahme der Makrophytendaten erfolgte zur Hauptvegetationszeit zwischen Mitte Juni und Mitte September. Zeitliche Abfolgen von Makrophytendominanzen im Fließgewässer gehen damit nicht in die

Kartiererergebnisse ein, wodurch die Auswirkungen jahreszeitlich bedingter Schwankungen so gering wie möglich gehalten werden.

Die maximale Länge der zu untersuchenden **Abschnitte** wurde auf 100 m festgelegt. V. a. für die in der vorliegenden Arbeit erforderliche große Anzahl von Untersuchungsstellen an vielen verschiedenen Fließgewässern war dies aus praktischen und logistischen Gründen unerlässlich. Wie bereits dargelegt wurde (vgl. Kapitel 8.1), können bei Beachtung des Homogenitätsprinzips für die Bewertung mittels Referenzindex auch längere Abschnitte untersucht werden. Bei der Untersuchung ganzer Fließgewässer im Längsverlauf kann ein solches Vorgehen den Arbeitsaufwand erheblich vermindern. Die Verwendung eines Bootes in Verbindung mit einer Sichthilfe und einem Rechen ist bei entsprechenden örtlichen Gegebenheiten ebenfalls möglich (s. u.). Durch die auf die Gesamtuntersuchungsfläche bezogene relative Schätzung der Pflanzenmengen und die Berechnung von Prozentanteilen der jeweiligen Artengruppen wirkt sich eine größere Gesamtbiomasse in längeren Abschnitten nicht auf den Zahlenwert des Referenzindex aus. Im norddeutschen Typ TN können größere Untersuchungsstrecken die Einteilung in die ökologische Qualitätsklasse beeinflussen, da hier die Taxazahl in die Bewertung eingeht. Die Taxazahl stellt jedoch nur ein untergeordnetes Bewertungskriterium neben mehreren anderen Parametern dar (Kapitel 7). Zudem führt eine höhere Taxazahl gegebenenfalls zu einer besseren Bewertung, so dass zumindest eine zu schlechte Bewertung durch die Untersuchung längerer Abschnitte ausgeschlossen werden kann.

Die Eignung der Kartierungsmethode für **große Fließgewässer** ist kritisch zu bewerten, da Flüsse in der Regel nicht durch Begehung des gesamten Gewässerquerschnittes untersucht werden können. Die Beprobung dieser Gewässer vom Ufer aus mit einem ausziehbaren Rechen stellt eine Hilfskonstruktion dar. Da Flüsse und Ströme meist planktondominiert sind und sich die Makrophytenvegetation auf die Randbereiche konzentriert (POTT & REMY 2000), wird aber zumindest der Hauptteil der Makrophytenbiozönose im Gewässer erfasst. Als bessere Lösung wäre dennoch die Verwendung eines Bootes mit Außenbordmotor anzusehen. Dann sollte aber in jedem Fall eine Sichthilfe sowie ein Rechen bzw. ein Greifer, z.B. nach EKMAN-BIRGE (vgl. SCHWOERBEL 1994) eingesetzt werden, um auch kleinwüchsige Arten zu erfassen. Im vorliegenden Projekt wurde auf die Verwendung eines Bootes für die Fließgewässer-Kartierung aus logistischen Gründen verzichtet. Für zukünftig nach WRRL durchzuführende Standarduntersuchungen großer Fließgewässer wird jedoch die Kartierung vom Boot aus empfohlen. Ein Einsatz von Tauchern ist möglich (vgl. Kapitel 8.1.2), aber nicht obligatorisch. In Fließgewässern mit seltenen bzw. empfindlichen Arten oder wertvollen Fisch- oder Muschelbeständen kann aus naturschützerischen Gründen die (schonendere) Tauchkartierung vorteilhaft sein.

Die Aufnahme der Fließgeschwindigkeit erfolgte nach dem Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur des BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BLFW 1995). Diese Schätzmethode ist relativ unaufwendig und leicht erlernbar, dennoch hinreichend genau. Es werden weder teure oder komplizierte Messgeräte benötigt, noch müssen Fremdstoffe oder Chemikalien in das Gewässer eingebracht werden (vgl. SAND-JENSEN et al. 1989).

Für die einzelnen Taxa wurde die Pflanzenmenge nach der fünfstufigen Skala nach KOHLER (1978) erhoben. Diese semiquantitative Erfassung der Abundanzen hat sich in vielen Untersuchungen als sehr effizient für Makrophytenkartierungen in Fließgewässern erwiesen (z.B. KOHLER et al. 1994; PALL & JANAUER 1995, SCHNEIDER 2000) und bietet außerdem eine sehr gute Reproduzierbarkeit sowie Unabhängigkeit vom Bearbeiter, ohne eine zu große Genauigkeit vorzugeben (CEN 2001). Sie trägt darüber hinaus der dreidimensionalen Ausbreitung von Makrophyten im Wasserkörper Rechnung, die von prozentualen (Deckungs-) Schätzungen oft nicht ausreichend wiedergegeben wird. Dies spiegelt die tatsächliche räumliche Ausdehnung von in Schwaden flutenden Pflanzen im Gegensatz zu flach auf dem Grund oder der Oberfläche wachsenden Arten wieder (JANAUER & HEINDL 1998). Zudem wird die besiedelbare Oberfläche der Makrophyten veranschaulicht, die für die Habitatfunktion von Wasserpflanzen eine große Rolle spielt (vgl. Kapitel 3). Für Berechnungen, bei denen ein metrisches Skalenniveau der Messwerte erforderlich ist, kann die ordinal skalierte Kohler-Skala über die Formel $\text{Pflanzenmenge}^3 = \text{Quantität in metrische Werte umgerechnet werden}$ (MELZER 1988, KOHLER & JANAUER 1995).

Die Gewässerstruktur der Untersuchungsabschnitte wurde nach LAWA (2000) kartiert. Das Verfahren beruht auf der indexgestützten Bewertung anhand eines vorgegebenen Schemas sowie auf einer eher bearbeiterabhängigen Bewertung nach funktionalen Einheiten. Es wurde für die morphologische Bewertung kleiner bis mittelgroßer Fließgewässer in ganz Deutschland entwickelt. Dennoch muss die Bewertung von Tieflandbächen mittels dieses Verfahrens immer noch als problematisch angesehen werden, da z.B. Sandbäche mit natürlicherweise geringer Substratdiversität als zu schlecht eingestuft werden können (TACKMANN & BUSCH 2002). Dies bringt eine Abweichung der Indexgestützten Bewertung von der Bewertung mittels funktionaler Einheiten mit sich. In der vorliegenden Arbeit wurde daher allein mit der Indexgestützten Bewertung gearbeitet, um die objektive Vergleichbarkeit der einzelnen Parameter im Hinblick auf ihre Auswirkungen auf Makrophyten zu erhalten.

8.2.3 Die Typologie

Schon im frühen zwanzigsten Jahrhundert wurde in Deutschland damit begonnen, Fließgewässer bzw. Fließgewässerbereiche zu biologisch begründeten Typen zusammenzufassen. Die Systematik der verschiedenen Typologien beruhte dabei auf abiotisch-strukturellen Merkmalen der Gewässer. Des Weiteren wurden pflanzensoziologische Methoden angewandt, aber auch biologische Eigenschaften tierischer und pflanzlicher Biozönosen herangezogen.

Als Lebensräume tierischer Fließgewässerorganismen wurden u.a. von STEINMANN (1915, zit. in SCHMITZ 1955) die Fischregionen beschrieben. Anhand von Leitfischarten wird ein Fließgewässer im Längsverlauf in mehrere sich in Parametern wie Strömung, Wasserführung, Substrat, Wassertemperatur und Sauerstoff voneinander unterscheidende Regionen eingeteilt (vgl. SCHÖNBORN 1992).

ROLL (1938) untersuchte die Pflanzengesellschaften ostholsteinischer Fließgewässer und erarbeitete auf dieser Grundlage „botanische Bachtypen“, die er als Mikrophyten- bzw. Makrophytenregion bezeichnete. Die Mikrophytenregion ist gekennzeichnet durch starke Strömung, hohen Sauerstoffgehalt, niedrige Temperaturen und grobes Substrat. Die Biozönose wird meist durch Algen und Moose gebildet, der Uferbewuchs ist spärlich. Die Makrophytenregion zeichnet sich dagegen durch schwache Strömung, geringen Sauerstoffgehalt, Nährstoffreichtum, höhere Wassertemperaturen und feineres Substrat aus. Sie wird v. a. von Gefäßmakrophyten besiedelt und besitzt gut ausgebildeten Uferbewuchs.

Joachim ILLIES führte 1961 für die longitudinale Gliederung von Fließgewässern die bis heute in der Limnologie gebräuchlichen Begriffe „Rhithron“ und „Potamon“ ein (vgl. Kapitel 3). Sie sind ähnlich voneinander zu unterscheiden wie die Mikro- und Makrophytenregionen nach ROLL und können auch zur Beschreibung von Wasserpflanzenhabitaten verwendet werden.

WEBER-OLDECOP (1977, 1981) stellte sechs Typen für die Fließgewässer Niedersachsens auf, die auf den Parametern Gefälle (Flachland/Gebirge) und Temperatur beruhen. Diese Einteilung kann nach WIEGLEB (1981) als den Regionen Rhithron bzw. Potamon analog angesehen werden. Zusätzlich wird der Kalkgehalt der Fließgewässer berücksichtigt. WIEGLEB entwickelte die Typologie WEBER-OLDECOPS zu fünf „Vegetationstypen“ für Fließgewässer weiter und wies zudem auf die größere floristische Heterogenität rhithraler Lebensräume im Vergleich zu potamalen hin. Nach ihrem Kalkgehalt wurden die naturnahen Fließgewässer Süddeutschlands 1981 von KOHLER in harte, hydrogenkarbonatreiche und weiche, hydrogenkarbonatarme Gewässer unterschieden. Der kalkreiche Typ wird dabei in Niedermoor-Fließgewässer, Karstbäche und Lehmabäche unterteilt, die sich auch in ihrer (natürlichen) Trophie unterscheiden. Zu den kalkarmen Gewässern werden oligo- bis mesotrophe Klarwasserbäche sowie oligotrophe Braunwasserbäche gezählt. Für Fließgewässer im Oberrheingebiet verwendeten KOHLER und Mitarbeiter (1997) eine Einteilung anhand hydrologischer Faktoren; die Untersuchungsabschnitte wurden nach Stärke des Einflusses von Grund- bzw. Rheinwasser typisiert.

Eine Klassifikation von Fließgewässern anhand ihrer Trophie schlägt z.B. ELSTER (1962) vor. Er weist jedoch darauf hin, dass die Trophie auch in einem unbeeinflussten Gewässer zum einen lokal stark schwanken kann und zum anderen im Längsverlauf ansteigt. WIEGLEB et al. typisierten 1992 die Fließgewässer der alten Bundesländer anhand der Wuchsformendominanz ihrer Makrophytenvegetation. Dabei blieben allerdings Einflussfaktoren wie Trophie oder anthropogene Degradationen unberücksichtigt.

Grundsätzlich sind Klassifikationen unbeeinflusster Gewässer anhand ihrer Trophie (ELSTER 1962) bzw. Wuchsformendominanz (WIEGLEB et al. 1992) möglich. Bei einer auf Vegetationsparametern basierenden Typisierung kann jedoch nicht immer zwischen natürlichen Gegebenheiten und der aktuellen Gewässersituation, die auch durch Degradation bedingt sein kann, differenziert werden. Degradationsabhängige Faktoren wie z.B. Artenzusammensetzung und Abundanz, Trophie, Leitfähigkeit oder Chlorid können nicht als Parameter für eine Typisierung verwendet werden, da diese Größen Degradationsformen beinhalten können. Ebenso kann bei Verfahren, die direkt auf der Makrophytenvegetation beruhen (WIEGLEB et al. 1992), ein Zirkelschluss zwischen Typisierung und

Bewertung nicht ausgeschlossen werden. Bei Verwendung degradationsabhängiger Parameter können degradierte Gewässerstellen nicht in die Typologie eingeordnet werden, was jedoch für eine typspezifische Bewertung unerlässlich ist.

Die erwähnten abiotisch-strukturellen Typisierungssysteme enthalten dagegen viele Ansätze, die auch in der vorliegenden Arbeit für die Entwicklung einer Makrophyten-Typologie verwendet wurden. Sie zeigen übergeordnete Faktoren auf, die sowohl für Fließgewässer in Nord- als auch Süddeutschland gültig sowie weitgehend von Degradationen unabhängig sind. Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie konnten die dargestellten Verfahren jedoch nicht direkt adaptiert werden, da bisher eine flächendeckende Anwendbarkeit fehlt.

Die Makrophyten-Typologie für Fließgewässer (Kapitel 6) stellt eine Kombination aus statistischen Methoden (Clusteranalyse) und theoretisch-modellhaften Überlegungen dar. Die Gründe für die Anwendung eines kombinierten Ansatzes aus Statistik und Theorie wurden bereits in Kapitel 6 diskutiert. Grundsätzlich wirkende Faktoren zeigten sich bei der Auswertung der Clusteranalysen. Datengrundlage für die statistischen Berechnungen waren die Artenzusammensetzungen und Abundanzen der Makrophyten an den Referenzstellen. Die in der statistischen Analyse angedeuteten Typisierungsgrundlagen konnten durch Literaturangaben als für Makrophyten wichtige Faktoren bestätigt und ergänzt werden. Durch die theoretischen Ergänzungen wurde die Typologie auf die für Makrophyten ökologisch wichtigen abiotischen Parameter in Fließgewässern ausgerichtet (vgl. Kapitel 3). Die Typologie beruht somit in erster Linie auf den biozönotischen Merkmalen der weitgehend unbeeinflussten, nicht degradierten Fließgewässer. Sie bietet aber darüber hinaus die Möglichkeit, degradierte Gewässerstellen in das Klassifikationsschema einzuordnen.

Von SCHMEDITZ et al. (2001) wurde eine geomorphologisch begründete Typologie für alle Gewässer der BRD mit Einzugsgebieten $> 10 \text{ km}^2$ entwickelt. Diese gilt als offizielle Grundlage für die biologischen Bewertungsverfahren in Deutschland. Sie diente im PHYLIB-Projekt und damit für die vorliegende Arbeit als Grundlage für die Auswahl von Probestellen, die möglichst alle verschiedenen Gewässertypen Deutschlands abdecken sollen. Die Einteilung orientiert sich eng an Anhang II der Wasserrahmenrichtlinie und basiert auf den Faktoren des in der WRRL für eine Typisierung der Oberflächengewässer vorgegebenen „Systems A“: Die Fließgewässer werden nach Ökoregion sowie Größe und Geologie des Einzugsgebietes eingeteilt. Zusätzlich wurden in die Typologie die Fließgewässerlandschaft nach BRIEM sowie (unter Berücksichtigung des alternativ anwendbaren „Systems B“) der geomorphologische Typ aufgenommen.

Die auf biozönotischer Grundlage entwickelte Makrophyten-Typologie für Fließgewässer ist dagegen als Bestandteil des Bewertungsverfahrens zu verstehen und soll die Typologie nach SCHMEDITZ et al. (2001) keinesfalls ersetzen, sondern ist mit dieser kompatibel (SCHAUMBURG et al., i.V.). Uneinheitlichkeiten zwischen beiden Typologien treten bei der Größeneinteilung bzw. Längszonierung der Fließgewässer auf, die in der Typologie von SCHMEDITZ et al. auf der Größe des Einzugsgebietes

basiert. Diese „top down“ vorgenommene Größeneinteilung stimmt zum Teil nicht mit der für Makrophyten geforderten Unterscheidung rhithral/potamal (Tiefe ≥ 2 , Fließgeschwindigkeit ≤ 3) überein. Da aus der Größe des EZG jedoch nicht direkt auf die tatsächlichen Verhältnisse an einer Probestelle geschlossen werden kann, wurde für die Makrophyten-Klassifikation auf die optionalen Parameter Tiefe und Breite aus System B (Anhang II) der WRRL sowie auf die Fließgeschwindigkeit zurückgegriffen. Diese vor Ort an der Probestelle („bottom up“) zu erfassenden Parameter spiegeln die realen Habitatvoraussetzungen für Makrophyten wieder. Sie beeinflussen die Zusammensetzung der Makrophytenbiozönose stärker als die Größe des Einzugsgebietes.

Einschränkungen erfährt die vorliegende Makrophyten-Typologie durch die zu ihrer Erstellung verwendbare Datengrundlage. So wurde z.B. zur Unterscheidung von silikatisch und karbonatisch geprägten rhithralen Fließgewässern auf die Gesamthärte des Wassers zurückgegriffen. Die Gesamthärte zeigt den Gehalt des Wassers an Säureresten von z.B. Chloriden, Sulfaten, Phosphaten oder an Karbonate gebundene Erdalkaliionen wie Magnesium, Kalzium, Strontium oder Barium an. Damit können z.B. Calcium-Sulfat-Gewässer falsch in die Typologie eingeordnet werden, obwohl sie nach WIEGLEB et al. (1992) aus Sicht der Makrophyten mit (silikatisch geprägten) Weichwässern gleichzusetzen sind. Eine genauere Aussage über die für Wasserpflanzen wichtige Konzentration von Verbindungen von Kalzium und Magnesium mit dem Hydrogenkarbonation (HCO_3^-), könnte mit der Karbonathärte getroffen werden (POTT & REMY 2000). Vollständige Daten hierzu lagen aber nicht vor. Aus den gleichen Gründen konnten auch z.B. Daten zu Abflussmengen nicht in die Typologie aufgenommen werden.

Zudem muss davon ausgegangen werden, dass einige Typen von kleinen Fließgewässern sowohl in Nord- als auch Süddeutschland durch die im Projekt vorgegebene Beschränkung auf Fließgewässer mit Einzugsgebietsgrößen $> 10 \text{ km}^2$ bei der Auswahl der Untersuchungsstellen nicht erfasst wurden (vgl. SCHMEDTJE et al. 2001). Das vorgeschlagene Bewertungssystem bietet aber aufgrund seines flexiblen Aufbaus die Möglichkeit einer Anpassung an weitere Fließgewässertypen.

Da die Typologie ein flächenmäßig sehr großes Gebiet abdeckt, konnte nicht so detailliert auf Informationen zu einzelnen Gewässern bzw. Gewässerregionen eingegangen werden, wie dies bei räumlich enger begrenzten Untersuchungsgebieten möglich ist. Feinheiten oder gar individuelle Eigenschaften von Fließgewässern können auf der zugrunde liegenden Maßstabsebene naturgemäß nicht berücksichtigt werden.

Trotz der oben dargelegten Einschränkungen stellt die vorliegende Makrophyten-Typologie eine flächendeckend anwendbare, funktionierende Klassifikationsmöglichkeit für Fließgewässerabschnitte dar. Die relative Einfachheit des Systems resultiert aus der Größe des betrachteten Untersuchungsgebietes und kann für die Anwendbarkeit als Vorteil erachtet werden. Die Typologie bietet daher eine gute Basis für das im Weiteren diskutierte Bewertungsverfahren.

8.2.4 Das Bewertungsverfahren

Im Folgenden wird das Bewertungsverfahren mit Systemen anderer Autoren verglichen. Die Grenzen des Verfahrens sowie dessen Anwendbarkeit in der Praxis werden in kritischer Weise erörtert, Vorschläge für die Übertragung des Bewertungssystems auf ganze Fließgewässer werden dargestellt. Am Ende des Kapitels werden mögliche Konflikte zwischen Praktikabilität und wissenschaftlicher Exaktheit diskutiert.

Vergleich mit anderen Systemen

Aufgrund der universellen wissenschaftlichen Bedeutung makrophytischer Wasserpflanzen stellen sie ein seit Jahren etabliertes Forschungsgebiet dar, wodurch auf einen großen Wissenspool zurückgegriffen werden kann. Schon 1925 schlug GAMS die Verwendung von Wasserpflanzen zur Indikation von verschiedenen „Milieu-Einflüssen“, wie z.B. Temperatur, Sauerstoff- und Elektrolytgehalt, gelösten Stoffen und Nährstoffgehalt in Gewässern vor. 1942 wiesen TÜXEN & PREISING auf den Wert von Wasserpflanzengesellschaften als Indikatoren für die Bewertung ihrer Standorte hin.

Ansätze, mittels Makrophyten eine Bewertung der Saprobie im Gewässer durchzuführen (KOLKWITZ & MARSSON 1908, HUSAK et al. 1989), scheiterten an der Tatsache, dass Wasserpflanzen als autotrophe Organismen nicht zur Indikation der heterotrophen Bioaktivität im Gewässer geeignet sind (MELZER 1985, SCHMEDTJE & KOHMANN 1987). Demgegenüber kann jedoch mit Makrophyten eine Aussage über die Trophie als „Intensität der photoautotrophen Primärproduktion“ getroffen werden (MELZER 1985). Zur Trophieindikation in Seen wurden daher Makrophyten u. a. von MELZER (1988) und SEELE (2000) eingesetzt. MAUCH et al. (1998), SCHMEDTJE et al. (1998) sowie SCHNEIDER (2000) erarbeiteten Indexsysteme zur Beurteilung der Trophie in Fließgewässern.

Zur Indikation der Versauerung in kalkarmen Fließgewässern werden v. a. Wassermoose herangezogen (TREMP & KOHLER 1993, 1995; TREMP 1999). Aquatische Bryophyta können aber auch Hinweise auf die Nährstoffbelastung von Fließgewässern geben (NEBEL & PHILIPPI 2000) sowie zur Indikation der Schwermetallbelastung von Gewässern dienen (BURKHARDT et al. 1981).

Neben Indikationssystemen für einzelne Degradationsarten wurden auf Basis von Makrophyten auch ökologische Bewertungsansätze entwickelt. Von KOHLER wurde 1978 eine Methode zur Kartierung von Makrophyten in Fließgewässern publiziert und zur Ausweisung floristisch-ökologischer Flusszonen verwendet. Später wurden daraus verschiedene Indices zur Untersuchung der Makrophytenverbreitung in Fließgewässern entwickelt (zusammenfassend dargestellt in KOHLER & JANAUER 1995).

Das System der „ökologischen Wertzahl“ nach WIEGLEB (1981) beruht auf der Einteilung von Makrophytenarten in zehn Bewertungsklassen. Die beste ökologische Wertzahl (10) wird für seltene und/oder gefährdete Pflanzen naturnaher Standorte vergeben. Als Weiterentwicklung dieses Verfahrens kann das „differenzierte Artenfehlbetragsmodell“ (WIEGLEB 1984) angesehen werden. Die Bewertung

orientiert sich hierbei zusätzlich an der Spezifität der Arten für das jeweilige Untersuchungsgebiet sowie am Wuchsformenspektrum der Makrophytenbiozönose.

WIEGLEB und Mitarbeiter stellten darüber hinaus 1992 nach umfassenden Untersuchungen der Fließgewässer in den alten Bundesländern ein Bewertungssystem für Makrophytenbiozönosen auf, das auf den Parametern Artenzahl, Wuchsformendiversität, naturraumtypische Artenausstattung sowie dem Vorkommen von Güte- bzw. Störzeigern basiert. Das Verfahren wurde u. a. zur Ausweisung naturschützerisch wertvoller Fließgewässerabschnitte verwendet.

Von KOHLER et al. wurde 1997 mit Hilfe submerser Makrophyten ein Klassifikations- und Bewertungssystem für die Gewässer der südbadischen Oberrheinauen entwickelt. Zur Klassifizierung wurde dabei der Anteil von Grund- bzw. Rheinwasser an der hydrologischen Anbindung der Gewässer herangezogen. Die Bewertung erfolgte nach Schutzwürdigkeit, ermittelt aus der Bestandsentwicklung seltener oder gefährdeter Arten und dem Artenreichtum der Biozönosen.

Der Seltenheit und Gefährdung einiger Makrophytenarten wird auch durch diverse „Rote Listen“ (BFN 1996, WEYER & RAABE 1999) Rechnung getragen.

Basierend auf abiotisch abgeleiteten Fließgewässer-Typen nach TIMM et al. (1999) wurde 2001 von WEYER ein System zur Klassifikation aquatischer Makrophyten in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens aufgestellt. Das Verfahren geht von anhand unbeeinflusster Referenzstellen entwickelten Leitbildern für die Makrophytenvegetation aus und entspricht somit weitgehend den Vorgaben der Wasser-rahmenrichtlinie.

In neuerer Zeit wurde auf eine mögliche Beziehung zwischen dem Vorkommen von Makrophyten und der Gewässerstruktur in Fließgewässern hingewiesen (KOHLER et al. 2000, PASSAUER et al. 2002, SIPOS et al. 2002). Quantitative Aussagen bzw. eine Indikation der Gewässerstruktur mittels Makrophyten waren aber bisher nicht möglich.

Auch aus europäischer Sicht stellen die makrophytischen Wasserpflanzen in Fließgewässern eine gut untersuchte Organismengruppe dar. Vor allem in Großbritannien besitzt die Klassifikation und Bewertung von Fließgewässern mittels Makrophyten eine lange Tradition (BUTCHER 1933, HASLAM 1987, HOLMES et al. 1999). In Dänemark erarbeiteten SAND-JENSEN und Mitarbeiter wichtige Grundlagen für die Makrophytenforschung (SAND-JENSEN et al. 1992, SAND-JENSEN 1998, SAND-JENSEN & PEDERSEN 1999, RIIS et al. 2000). WILS und Mitarbeiter entwickelten 1994 für belgische Fließgewässer ein System zur ökologischen Bewertung, das neben aquatischen Makrophyten auch morphologische, chemisch-physikalische und zoologische Faktoren berücksichtigt. CARBIENER & ORTSCHKEIT bewerteten 1987 die Eutrophierungsvorgänge in den grundwasserbeeinflussten Fließgewässern der elsässischen Oberrheinebene anhand von fünf „Vegetationstypen“. Diese Untersuchungen wurden von u. a. in den Arbeiten von CARBIENER et al. (1990) und EGLIN et al. (1997) fortgeführt. Französische Forscher gingen in neuerer Zeit auch der Frage nach, ob mit Hilfe der Diversität von Makrophytenbiozönosen eine Indikation der Trophie von Gewässern vorgenommen werden kann. Diese Annahme konnte jedoch nicht bestätigt werden (THIÉBAUT et al. 2002). Für die Makrophytenforschung in Österreich kommen

verschiedene auf der Methodik von KOHLER (1978) basierende Verfahren zum Einsatz (JANAUER 1981, PALL & JANAUER 1995).

Die Eignung der oben dargestellten Indikationsverfahren für eine Bewertung nach den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie wird durch drei wichtige Faktoren eingeschränkt: Die meisten der erläuterten Verfahren indizieren nur eine Form der Degradation, wie z.B. Trophie oder Versauerung und können damit nicht als ökologische Bewertungsverfahren im Sinne der WRRL verstanden werden. Zum anderen sind fast alle erwähnten Methoden auf ein bestimmtes Gebiet geeicht und daher nicht flächendeckend für das gesamte Bundesgebiet anwendbar. Weiterhin wird in nahezu keinem der Verfahren der in der WRRL geforderte Grundsatz der **typspezifischen** Bewertung anhand der **Abweichung von einer unbeeinflussten Referenz** berücksichtigt. Im Gegensatz dazu wurde das in Kapitel 7 beschriebene Bewertungsverfahren basierend auf den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie entwickelt und erfüllt die gestellten Voraussetzungen.

Für einige nach Wasserrahmenrichtlinie relevante Organismengruppen wurden **multimetrische Bewertungsindices** aufgestellt, die auf einer Kombination verschiedener Einzelindices oder biozönotischer Kenngrößen wie z.B. dem Saprobienindex, der Artenzahl, Diversität usw. beruhen (z.B. FELD et al. 2002, OFENBÖCK et al. 2002, RAWER-JOST & BÖHMER 2002). Die Erstellung eines solchen multimetrischen Indexes ist für Makrophyten in Fließgewässern nicht möglich. Zum einen existieren keine flächendeckend gültigen bzw. verschiedene Degradationsarten abdeckende Indices, die miteinander verschnitten werden können. Zum anderen ist aufgrund der natürlicherweise geringen Artenzahlen in Makrophytenbiozöosen die Berechnung von Indices und deren statistische Verrechnung meist problematisch.

Demgegenüber kann die relative Einfachheit des vorliegenden Bewertungsverfahrens als Vorteil angesehen werden. Das Zustandekommen einer ökologischen Bewertung ist leicht nachvollziehbar und evaluierbar. Aufgrund der transparenten Struktur wird zudem die spätere Ursachenforschung und Maßnahmenplanung erleichtert. Der Referenzindex (Kapitel 7) vergleicht Artenzusammensetzung und Abundanzen der Makrophyten an einer Probestelle mit dem Arteninventar der Referenzstellen. Er eignet sich damit zur Quantifizierung der Degradation als Abweichung vom Referenzzustand, wie in Anhang V der Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000) gefordert. Das Bewertungssystem beruht nicht auf einer Reihung von Arten nach bestimmten Degradationsfaktoren (z.B. Trophie), sondern ergibt sich aus der realen Spannweite der im jeweiligen Typ auftretenden ökologischen Zustände. Der Referenzindex ermöglicht also eine ökologische Gesamtbewertung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie.

Grenzen des Bewertungsverfahrens

Ähnlich wie bei der Typologie (Kapitel 8.2.3) bereits dargelegt wurde, können die Fließgewässerabschnitte aufgrund des großen Untersuchungsgebietes nur auf einer verhältnismäßig groben Maßstabsebene betrachtet werden. Die Datenbasis ist daher naturgemäß nicht mit detaillierten, möglicherweise über mehrere Jahre laufenden Untersuchungen einzelner Gewässer vergleichbar.

Eine natürliche Begrenzung erfährt die Anwendbarkeit des vorgestellten Bewertungssystems in Fließgewässern, die von Natur aus (z.B. aufgrund von starker Beschattung) arm an makrophytischer Vegetation sind (vgl. Kapitel 8.2.1). Bei zu geringen Gesamtquantitäten der Makrophyten an einer Probestelle muss der Index als nicht gesichert gelten. In solchen Fällen muss der ökologische Zustand einer Probestelle durch die Untersuchung anderer Organismengruppen bzw. allgemeiner Belastungsfaktoren verifiziert werden (vgl. Kapitel 7).

Trotz des umfangreichen Untersuchungsprogramms zeigten sich Defizite in der Datengrundlage für die Fließgewässer-Typen TN_g , M_g und TR (vgl. Kapitel Typologie). Für die großen Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TN_g) sowie der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (M_g) liegen jeweils nur sechs Probestellen vor, jedoch keine Referenzstellen. Eine Bewertung von großen Strömen in Nord- und Süddeutschland kann damit ohne Erhebung weiterer Daten nicht vorgenommen werden. Für die rhithral geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TR) existieren 19 Probestellen, davon eine Referenzstelle. Eine Beschreibung der Degradation als Abweichung von der Referenz ist damit nicht durchführbar.

Begrenzend für die Gültigkeit des Bewertungssystems wirkt auch die Auswahl der Untersuchungsstellen (vgl. SCHMEDTJE et al 2001). Grundsätzlich ist daher das Schema nicht für Fließgewässer mit Einzugsgebietsgrößen $< 10 \text{ km}^2$ anwendbar. Bestimmte Sonderfälle, wie z.B. Moor- oder Marschgewässer bzw. tidebeeinflusste Gewässer wurden ebenfalls von der Untersuchung ausgenommen, ebenso erheblich veränderte („heavily modified“) oder künstliche Gewässer. Solche Fließgewässerabschnitte können daher mit dem vorgestellten Bewertungsverfahren nicht bewertet werden. Bei den Kartierungsarbeiten wurden darüber hinaus keine Untersuchungen im direkten Einflussbereich von Brücken, Wehren oder Stauwerken durchgeführt. Mit dem Bewertungssystem können daher für solche stark degradierten Gewässerabschnitte ebenfalls keine Aussagen getroffen werden.

Die Einteilung der Untersuchungsstellen in die ökologischen Qualitätsklassen 1 bis 4 wird nach den in Kapitel 7 dargestellten Tabellen vorgenommen. Für die Indikation der Zustandsstufe 5 müssen verschiedene Voraussetzungen gegeben sein. Bei sehr geringer Gesamtpflanzenmenge oder vollständigem Fehlen von Makrophyten in den Typen MP, MPG und TN muss geprüft werden, ob aufgrund starker Belastung eine Makrophytenverödung vorliegen kann. Liegen natürliche Ursachen für geringen Makrophytenbewuchs vor, wie z.B. starke Beschattung des Untersuchungsabschnittes, ist eine Indikation des ökologischen Zustandes anhand der Makrophyten nicht möglich. Eine Verödung kann dagegen z.B. durch Verschmutzung des Gewässers mit organischen Verbindungen hervorgerufen

werden. Die daraus resultierenden sauerstoffarmen Verhältnisse können das Vorkommen von Makrophyten unmöglich machen. Auch bei offensichtlichen Degradationen, wie etwa massiv verbauter Gewässersohle ohne Sedimentauflage, die eine Besiedlung des Gewässers mit Makrophyten verhindern, muss die ökologische Qualitätsklasse 5 vergeben werden. In den karbonatisch geprägten Makrophyten-Typen MRK und MRS kann das spärliche Vorkommen bzw. Fehlen von Makrophyten natürlich sein und weist nicht zwingend auf eine Degradation hin. Daher wird bei der Bewertung dieser Typen die ökologische Zustandsstufe 5 mit Qualitätsklasse 4 zusammengefasst. Die Möglichkeit einer Makrophytenverödung muss hier nicht geprüft werden. Der schlechte Zustand kann stets nur als ungesicherte Bewertung vergeben werden, da eine negative Indikation mit biologischen Zeigerorganismen nicht möglich ist. Das Fehlen oder Ausfallen von Arten kann von verschiedensten Faktoren abhängen und nicht direkt zur Indikation von Degradationen herangezogen werden (KÖHLER 1995).

In der Wasserrahmenrichtlinie werden „Makrophyten und Phytobenthos“ als gemeinsamer Baustein der Gewässerflora verstanden. Kann aufgrund der Makrophytenvegetation keine bzw. nur eine ungesicherte Bewertung erfolgen, muss die Bewertung des Untersuchungsabschnittes auf den Ergebnissen zu Diatomeen und übrigen Phytobenthos beruhen (SCHAUMBURG et al. i. V.). Wie die Verschneidung der Bewertungsergebnisse von Makrophyten und Phytobenthos vorgenommen werden soll, ist derzeit noch nicht abschließend geklärt. Denkbar wäre hierbei sowohl eine Gesamtbewertung anhand des schlechtesten Bewertungsergebnisses einer Teilkomponente („worst case“), als auch eine (evtl. gewichtete) Mittelwertbildung.

Bei der Beurteilung von Fließgewässerabschnitten nach dem Referenzindex sind, ähnlich wie bei anderen Indices, Grenzfälle in der Bewertung möglich. Beispielsweise wird eine Probestelle des Typs MRK, für die ein Indexwert von „- 16“ errechnet wurde, in die ökologische Qualitätsklasse 3 eingestuft. Obwohl in dem Fließgewässerbereich also der für den guten ökologischen Zustand nötige Indexwert von „- 15“ nur knapp verfehlt wurde, ergibt sich aus Sicht der Makrophyten bereits Handlungsbedarf im Sinne der WRRL. Hieraus wird ersichtlich, dass für die Diskussion der Bewertungsergebnisse eine differenzierte Sichtweise erforderlich ist. Als Basis für eine eventuelle Ursachenforschung bzw. Maßnahmenplanung muss daher nicht die ökologische Qualitätsklasse, sondern stets der Referenzindex dienen. Gegebenenfalls müssen die für die Bewertung vorgegebenen Zusatzkriterien mit berücksichtigt werden.

Anwendbarkeit des Verfahrens in der Praxis

Mit dem vorgestellten Bewertungssystem wurde eine Möglichkeit zur ökologischen Beurteilung von Fließgewässern anhand ihrer Makrophytenvegetation im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie geschaffen. Das Verfahren ist grundsätzlich für alle Fließgewässer-Typen der Bundesrepublik Deutschland mit Einzugsgebietsgrößen > 10 km² anwendbar und bietet daher die Möglichkeit einer flächendeckenden

Bewertung der Gewässer. Eine weitere Aufgliederung der verwendeten Typologie oder die Einführung zusätzlicher Typen ist möglich und denkbar. Ob diese nötig wird, kann erst die Anwendung des Verfahrens in der Praxis zeigen.

Die Anwendungsmodalitäten für das Bewertungsverfahren erlauben eine ressourcenschonende, praktikable Durchführung der Kartierungen sowie der Datenauswertung. Der personelle und materielle Aufwand ist verhältnismäßig gering, es werden keine kostenintensiven Probenahmegeräte benötigt. Die erforderlichen Berechnungen können mit Standard-Computerprogrammen durchgeführt werden. Eine detaillierte Aufwandsabschätzung für die Freilandarbeiten ist SCHAUMBURG et al. (i.V.) zu entnehmen.

Übertragbarkeit auf ganze Fließgewässer

Das vorgestellte Bewertungsverfahren basiert auf der Untersuchung von Fließgewässerabschnitten. Die Möglichkeit einer flächendeckenden Anwendung des Verfahrens ist bei geeigneter Probestellenauswahl ebenso gegeben wie die Untersuchung spezieller Fragestellungen (z.B. lokal begrenzter Belastungen) durch gezielte Auswahl einzelner Probestellen.

Für eine Bewertung ganzer Fließgewässer existieren grundsätzlich zwei Möglichkeiten: Zum einen können Fließgewässer längs ihres gesamten Verlaufs mittels homogener (aber ungleich langer) Abschnitten kartiert werden (vgl. Kapitel 8.1, siehe auch KOHLER et al. 1994). Diese Methode vermittelt einen umfassenden Überblick über die Makrophytenvegetation des gesamten Gewässers. Die flexible und an der Homogenität der Vegetation ausgerichtete Abschnittseinteilung bietet darüber hinaus die Möglichkeit, bisher unbekannte Degradationen oder Belastungsquellen zu identifizieren.

Alternativ dazu könnten stichprobenartige Untersuchungen mehrerer nicht zusammenhängender Abschnitte durchgeführt werden. Die Untersuchungsstrecken sollten in diesem Fall mindestens 100 m lang und in sich homogen sein. Die Auswahl der Untersuchungsstrecken muss anhand für das jeweilige Fließgewässer charakteristischer Merkmale erfolgen, so dass die individuellen Eigenschaften des Gewässers wiedergespiegelt werden. Die zahlenmäßige Verteilung und Abschnittslänge der Untersuchungsstellen in belasteten und weniger belasteten Fließstrecken des Gewässers sollte der tatsächlichen Verteilung solcher Bereiche im Längsverlauf des Fließgewässers entsprechen. Dieser Ansatz ist im Vergleich zur Komplettkartierung materiell und finanziell weniger aufwendig. Die räumliche Verteilung der Untersuchungsabschnitte kann gezielt auf bestimmte Belastungspunkte ausgerichtet werden. Nachteilig ist, dass unbekannte Degradationsfaktoren bei der Vorauswahl der Untersuchungsstellen übersehen werden können.

Für beide Alternativen muss jedoch eine Methode erarbeitet werden, die Einzelbewertungen der untersuchten Abschnitte zu einer Gesamtbewertung zu integrieren. Bei der Längskartierung könnte dies über den prozentualen Längenanteil der untersuchten Fließstrecken und deren Bewertung erfolgen (vgl. Kapitel 8.1). Bei der Kartierung einzelner Abschnitte muss vor allem die Frage geklärt werden, wie viele Probestellen für die Bewertung ganzer Fließgewässer untersucht werden müssen.

Die Verschneidung der Bewertungsergebnisse einzelner Untersuchungsabschnitte zu einer für ganze Fließgewässer gültigen Gesamtbewertung war nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchung. Diese Fragestellung sollte in zukünftigen Forschungsvorhaben eingehender bearbeitet werden. Das vorgestellte Bewertungssystem bietet hierfür eine optimale Basis.

Praktikabilität und wissenschaftlicher Anspruch

Aus Sicht der Makrophytenforschung kann aus der Bewertung von Fließgewässern mit dem Referenzindex ein Konflikt entstehen, wenn strukturell vielfältige Gewässer mit hoch diverser und wissenschaftlich interessanter Makrophytenvegetation mit Zustandsstufe drei oder schlechter bewertet werden. Vor allem in eutrophierten potamalen Gewässern, wie z.B. bei Flüssen des Typs MP, kann eine vielfältige Makrophytenbiozönose existieren, die jedoch überwiegend aus Taxa der Artengruppe C zusammengesetzt ist. Auch floristische Besonderheiten, wie z.B. seltene oder Rote Liste-Arten, werden nach dem Referenzindex-Verfahren nicht grundsätzlich positiv bewertet. Entscheidend ist vielmehr, wie spezifisch eine Art für den ungestörten Zustand des jeweiligen Gewässertyps ist.

In dieser Situation muss eine klare Unterscheidung zwischen der zwar aus „Makrophytensicht“ floristisch wertvollen Biozönose und dem Leitbild der Wasserrahmenrichtlinie getroffen werden, das auf anthropogen möglichst unbeeinflussten, typspezifischen Referenzbedingungen basiert. Der Vorteil des in der Wasserrahmenrichtlinie definierten Referenzzustandes besteht jedoch gerade in seiner universellen Gültigkeit. Es muss immer beachtet werden, dass die Makrophyten nur eine Teilkomponente der für die Bewertung nach WRRL geforderten Organismengruppen darstellen. Aus der Perspektive einzelner Komponenten definierte Leitbilder stehen oft im Widerspruch zu den Ansprüchen anderer Organismengruppen oder technischen Zielen. Die Idealvorstellungen aus Sicht der Makrophyten, des Makrozoobenthos oder auch der technischen Hydrologie bzw. Ingenieurbiologie unterscheiden sich oft grundlegend voneinander. Der „sehr gute Zustand“ wird dagegen in der Wasserrahmenrichtlinie als möglichst geringe Abweichung vom unbeeinflussten, natürlichen Zustand der Biozönosen verstanden. Diese globale Definition bildet eine wesentliche Grundlage für eine ganzheitliche, ökologische Bewertung von Gewässern.

Bei der Entwicklung des Bewertungssystems wurde größtmögliches Augenmerk auf die spätere Anwendbarkeit des Verfahrens in der wasserwirtschaftlichen Praxis gelegt. Darüber hinaus wurde jedoch sehr großer Wert auf die wissenschaftliche Bearbeitung des Themas gelegt. Beide Ansätze wurden bestmöglich in das Bewertungsschema integriert.

Die grundlegenden Bestandteile des Verfahrens, Methodik, Typologie und Bewertung basieren auf fundierten Erkenntnissen der Makrophytenforschung. Die verwendete Methodik erlaubt grundsätzlich auch tiefer gehende Auswertungen der Daten für konkrete wissenschaftliche Fragestellungen. Obschon sich langjährige Erfahrung und Expertenwissen nicht leicht ersetzen lassen, kann mit dem vorgestellten Bewertungssystem eine gute Einschätzung der ökologischen Qualität im Gewässer vorgenommen werden. Die in der Wasserrahmenrichtlinie geforderte, relativ „grobe Einstufung“ (BÖHMER 2002) des

ökologischen Zustandes in fünf Klassen, kann somit geleistet werden. Falls diese Vorgehensweise nicht immer einen umfassenden, wissenschaftlich korrekten Anspruch erfüllt, darf dies nicht zu einer negativen Einschätzung der WRRL aus akademischer Sicht führen. Die Wasserrahmenrichtlinie muss vielmehr als Chance verstanden werden, wissenschaftliche Erkenntnisse in der Praxis umzusetzen. Gerade für die Makrophytenforschung eröffnet dies hervorragende neue Möglichkeiten. Die dafür nötigen Kompromisse zwischen Praktikabilität und akademischer Genauigkeit werden für beide Seiten durch die entstehenden Vorteile relativiert.

8.2.5 Maßnahmenvorschläge

Untersuchungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit haben gezeigt, dass viele Fließgewässer bereits mehr oder weniger stark belastet sind. Vor allem für potamale Mittelgebirgsgewässer können kaum noch unbelastete Stellen gefunden werden (vgl. Kapitel 7.4.3). Im Hinblick auf die hohen Anforderungen und engen Zeitvorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (vgl. Kapitel 2) müssen daher Maßnahmen zum Schutz der Gewässer und zur Verbesserung ihres ökologischen Zustandes ergriffen werden.

Obwohl aufgrund der hier verwendeten Datengrundlage keine intensive Ursachenforschung betrieben werden kann, zeichnet sich doch ab, dass die Eutrophierung der Gewässer eine der bedeutendsten Degradationsarten darstellt (Kapitel 8.1.4). Nach LAWA (2002a) erfolgen in Deutschland 80 % der diffusen Stickstoff- und 70 % der diffusen Phosphateinträge in Oberflächengewässer aus landwirtschaftlicher Bodennutzung. Dem kann z.B. durch umweltgerechtere(n) Einsatz und Applikation von Düngemitteln, Verhinderung der Erosion, etwa durch ganzjährige Bodenbedeckung, sowie Einrichtung von Uferrandstreifen entgegengewirkt werden. Neben einer den Bodenverhältnissen angepassten Nutzungsart werden darüber hinaus Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern sowie die Ausweisung geeigneter Gebiete als Hochwasserretentionsbereiche vorgeschlagen (LAWA 2002a). Über verbesserten Gewässer- und Bodenschutz sollen so die Ziele der WRRL leichter erreichbar gemacht werden.

In KEITZ & SCHMALHOLZ (2002) werden Maßnahmen zum Erreichen einer guten Gewässerqualität ausführlich diskutiert. Neben einer Verminderung diffuser Stoffeinträge werden hier die Verbesserung der Gewässermorphologie sowie die Optimierung der kommunalen und industriellen Abwasserbehandlung gefordert.

Wo unbedingt erforderlich, sollten Gewässerpflegemaßnahmen möglichst schonend für die typspezifische Gewässervegetation erfolgen (vgl. MADSEN & TENT 2000). Durch stark invasive und unsachgemäße „Pflege“-Maßnahmen wie z.B. die totale Mahd oder Ausbaggerung von Gewässern, werden oft Störzeiger gefördert, während typspezifische Arten zurückgedrängt werden (RIIS et al. 2000, vgl. Kapitel 3). Die Einrichtung von Gewässerrandstreifen und gleichzeitige Anpflanzung von Gewässer begleitenden Gehölzen kann u. U. durch Beschattung des Gewässers eine Verkräutung verhindern und so die Mahd der Makrophytenvegetation überflüssig machen.

8.2.6 Fazit

In den vorangegangenen Kapiteln wurden verschiedene Aspekte der Bewertung von Fließgewässern mit dem Referenzindex diskutiert. Bei der Erprobung des Verfahrens wurden die Ergebnisse aus der Bewertung mittels Makrophyten limnologischen Standard-Untersuchungsmethoden gegenübergestellt, womit die Stringenz der Bewertungsergebnisse verifiziert werden konnte. Anhand des Sempt-Systems wurde auf die Problematik der grundwasserbeeinflussten Gewässer eingegangen. Zusammenhänge zwischen Makrophyten-Typ und Bewertung wurden diskutiert sowie Gemeinsamkeiten und Unterschiede einer ökologischen Bewertung nach dem Referenzindex im Vergleich zu einer Bewertung der Trophie (TIM) betrachtet.

Es konnte gezeigt werden, dass Makrophyten geeignete Bioindikatoren der ökologischen Gewässerqualität sind. Aufgrund der hohen natürlichen Variabilität der helophytischen Vegetation war zwar keine Bewertung der strukturellen Degradation von Fließgewässerabschnitten möglich. Mit hydrophytischen Makrophyten lassen sich jedoch Aussagen über die ökologische Belastung der untersuchten Gewässerstellen treffen.

Die als Bestandteil des Bewertungsverfahrens entwickelte Makrophyten-Typologie wurde aus einem kombinatorischen Ansatz entwickelt. Zu ihrer Erstellung wurden sowohl statistische Verfahren als auch theoretische Überlegungen herangezogen. Sie deckt alle Fließgewässerstellen des vorgegebenen Untersuchungsgebietes ab.

Das erarbeitete Bewertungssystem für Makrophyten in Fließgewässern kann derzeit nur zur Beurteilung von Probestellen, nicht jedoch zur Bewertung ganzer Fließgewässer herangezogen werden. Vorrangige Aufgabe weiterer Forschungen sollte daher die Umsetzung des Verfahrens für die Bewertung ganzer Fließgewässer sein.

Dem Bewertungssystem liegt die in der WRRL geforderte Definition der Degradation als Abweichung der Biozönose von der Referenzbiozönose zugrunde. Artenzusammensetzung und Abundanz der Makrophytenbiozönose an einer Untersuchungsstelle werden gemäß Vorgabe der Wasserrahmenrichtlinie bei der Berechnung des Referenzindex berücksichtigt. Die nach KOHLER & JANAUER (1995) nötigen Anforderungen an ein Monitoringverfahren, also kartographische Lokalisierung, bearbeiterunabhängige und reproduzierbare Methodik sowie die Quantifizierbarkeit der Ergebnisse werden durch das Verfahren erfüllt.

Bei dem in der vorliegenden Arbeit entwickelten Bewertungssystem wurde eine Synthese zwischen wissenschaftlicher Genauigkeit und Praktikabilität für die wasserwirtschaftliche Anwendung angestrebt. Das Verfahren soll gleichermaßen als Werkzeug für Wissenschaft und Praxis dienen. Es soll helfen, die Chancen, die sich aus der Wasserrahmenrichtlinie für beide Disziplinen ergeben, zu nutzen. Wissenschaftliche Erfahrung und menschliche Intuition, die für die ökologische Bewertung eine große Rolle spielen, sind nicht leicht durch standardisierte Verfahren zu ersetzen. Mit dem vorgestellten Referenzindex wurde versucht, dieses „Expertenwissen“ in ein allgemein gültiges und einfach anzuwendendes Bewertungsverfahren für Makrophyten in Fließgewässern umzusetzen. Durch zukünftige Anwendungen muss die Eignung des Bewertungssystems für die Umsetzung der

Wasserrahmenrichtlinie in der Praxis bestätigt werden. Erste Beispiele haben bereits gezeigt, dass mit dem Referenzindex eine ökologische Bewertung von Fließgewässern im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie möglich ist.

9 Zusammenfassung

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der Europäischen Gemeinschaften fordert die Beurteilung von Gewässern mittels biologischer Qualitätskomponenten. In der vorliegenden Arbeit wird ein auf der aquatischen Makrophytenvegetation basierendes Bewertungssystem für Fließgewässerabschnitte in Deutschland vorgestellt, das den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie entspricht.

Die Kartierung der Makrophytenvegetation erfolgte in den Jahren 2000 und 2001 zur Hauptvegetationszeit zwischen Mitte Juni und Mitte September auf ökologisch homogenen Fließgewässerabschnitten. Insgesamt wurden 262 Probestellen an 202 verschiedenen Fließgewässern in der gesamten Bundesrepublik Deutschland untersucht. Die Abundanzen der Arten wurden mit der fünfstufigen Pflanzenmengenskala nach KOHLER (1978) geschätzt. Die ordinalen Werte dieser Skala wurden für Statistik und Berechnungen über die dritte Potenz in metrische Quantitätsstufen umgewandelt.

Teil des Bewertungsverfahrens ist eine Makrophyten-Typologie für Fließgewässerstellen, die mit Hilfe Hierarchischer Clusteranalysen auf der Basis von Artenzusammensetzung und Abundanz der Makrophytenbiozönose entwickelt wurde. Ergänzend wurden theoretischen Überlegungen sowie Expertenwissen berücksichtigt. Die Gewässerstellen werden anhand Ökoregion, Breite des Gewässers, Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Grundwassereinfluss sowie Gesamthärte des Wassers in sieben Typen eingeteilt (Tabelle 22). Aufgrund der Datenlage wurden in das Bewertungsverfahren nur die vier Typen TN, MRS, MRK und MP(G) aufgenommen.

Tabelle 22: Makrophyten-Typologie für Fließgewässer

Abkürzung	Typbezeichnung
TN _g	große Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
TN	mittelgroße Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
TR	rhithral geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
MRS	silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen
MRK	karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen
MP(G)	potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP), incl. Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)
M _g	große Ströme der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen

Der Versuch, ein Bewertungsschema anhand der helophytischen Makrophytenvegetation zu erarbeiten, war nicht erfolgreich. Die Biozönosen emerser Wasserpflanzen in Fließgewässern weisen eine hohe natürliche Variabilität auf. Eine Indikation struktureller Degradationen anhand von Makrophyten erwies sich somit als nicht durchführbar.

Auf Basis der hydrophytischen (submers wachsenden) Makrophyten konnte ein ökologisches Bewertungssystem für Fließgewässerabschnitte erstellt werden. Für jeden Gewässertyp wurden typspezifische Artengruppen erarbeitet, in denen Taxa mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen zusammengefasst werden.

Artengruppe A enthält Arten, die an Referenzstellen dominieren und somit als typspezifisch bezeichnet werden können. Ausgeschlossen wurden dabei Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt im Bereich belasteter Gewässer liegt.

Artengruppe B umfasst alle Taxa mit weiter ökologischer Amplitude sowie solche mit Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich. Je nach Belastung der Stellen kommen diese neutralen (indifferenten) Arten gemeinsam mit unterschiedlich hohen Anteilen der anderen Gruppen vor.

In **Artengruppe C** werden Störzeiger zusammengefasst, die einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt an degradierten Standorten zeigen und höchstens in geringen Mengen an den Referenzstellen auftreten.

Die Abweichung von Artenzusammensetzung und Abundanz der Biozönose im Vergleich zu einer unbeeinflussten Referenz wird durch die Berechnung des „Referenzindex“ auf Basis der folgenden Formel ermittelt.

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI	=	Referenzindex
Q _{Ai}	=	Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe A
Q _{Ci}	=	Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe C
Q _{gi}	=	Quantität des i-ten Taxons aller Gruppen
n _A	=	Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A
n _C	=	Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C
n _g	=	Gesamtzahl der Taxa aller Gruppen

Zusätzlich werden biozönotische Kenngrößen wie der Anteil von Belastungszeigern bzw. beim Typ TN auch Evenness und Taxazahl für die Bewertung herangezogen. Die Indexgrenzen wurden mit Hilfe vegetationsökologischer Tabellenarbeit nach den Bestimmungen der Wasserrahmenrichtlinie definiert. Das Ergebnis der Bewertung wird durch die in der WRRL vorgegebenen fünf ökologischen Qualitätsklassen (sehr gut – gut – mäßig – unbefriedigend – schlecht) dargestellt.

Die Anwendung des Bewertungssystems wird anhand mehrerer Beispiele erprobt. Die Plausibilität der Bewertung wird durch den Vergleich mit standardisierten limnologischen Indikationsverfahren überprüft, auf die Problematik der grundwasserbeeinflussten Gewässer wird besonders eingegangen. Zudem wird der Zusammenhang zwischen Referenzindex und der Trophie der Gewässer untersucht.

Die Eignung von Makrophyten als Bioindikatoren der ökologischen Gewässerqualität wird erörtert. Die verwendete Methodik sowie die Entwicklung von Makrophyten-Typologie und Bewertungsverfahren werden kritisch hinterfragt und mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen verglichen. Möglichkeiten und Grenzen von Typologie und Bewertungssystem sowie die Anwendbarkeit des Verfahrens in der Praxis werden diskutiert.

Das Bewertungssystem verbindet wissenschaftlichen Anspruch mit den Erfordernissen einer praktikablen Anwendbarkeit. Es erfüllt die Anforderungen der europäischen Wasserrahmenrichtlinie und bietet eine gute Basis für die Bewertung von Fließgewässern mittels ihrer Makrophytenvegetation.

10 Abstract

The Water Framework Directive (WFD) of the European Communities demands the assessment of running waters by the use of biological quality components. The present work introduces an assessment system based on aquatic macrophytes, which can be applied to sites of running waters throughout Germany and which fulfills the requirements of the Water Framework Directive.

Macrophytes were mapped in the main period of vegetation (mid June to mid September) in the years 2000 and 2001. 262 sites at 202 rivers were studied. The surveys were carried out in ecologically homogenous sections of running waters. Abundances were estimated according to the five-point-scale established by KOHLER (1978). The ordinal values of the KOHLER-scale were x^3 -transformed into quantitative values ("quantities") for statistical purposes and calculations.

The first part of the assessment system is a macrophyte-typology for river sites, which was developed by the use of hierarchical cluster analyses. Here, the development of the typology is based on macrophyte biocoenosis, theoretical considerations, and expert knowledge. River types are defined by ecoregion, channel width, water depth, current velocity, water hardness, and influence of groundwater. The typology results in seven types of running waters (Table 23), four of which were integrated in the assessment system (see below).

Table 23: Macrophyte-typology for rivers

Abbreviation	River type
TN _g	big lowland streams of Northern Germany
TN	medium sized lowland rivers of Northern Germany
TR	fast flowing rivers and brooks of Northern Germany
MRS	fast flowing rivers and brooks of mountainous areas (soft water)
MRK	fast flowing rivers and brooks of mountainous areas (hard water)
MP(G)	lowland rivers in mountainous areas, incl. subtype MPG (influenced by groundwater)
M _g	big streams of mountainous areas

The attempt to develop an assessment system for river sites based on helophytes proved unsuccessful, because biocoenoses of emergent water plants in running waters show a high degree of natural variability. Thus, an indication of structural degradations by using macrophytes was not possible.

Therefore, submerged macrophytes (hydrophytes) were used to develop an ecological assessment system for river sites. For each river type, specific groups of ecologically similar taxa were categorized.

Species group A contains taxa, which are dominant in reference sites and can therefore be called type specific. Taxa which occur mainly in polluted rivers were excluded.

Species group B comprises ecologically indifferent species or taxa which indicate middle loads. Depending on the degradation of a river site, species of group B occur together with taxa from group A or C in varying proportions.

Species group C contains indicators of disturbed river sites. These taxa occur mainly in degraded rivers and only rarely in reference sites.

Deviation of a biocoenosis' species composition and abundance compared to an unaffected reference site is obtained by calculation of the so called reference index:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI	=	reference index
Q_{Ai}	=	quantity of the i-th taxon from species group A
Q_{Ci}	=	quantity of the i-th taxon from species group C
Q_{gi}	=	quantity of the i-th taxon of all groups
n_A	=	total species number of taxa from species group A
n_C	=	total species number of taxa from species group C
n_g	=	total species number of taxa from all groups

Additionally, biocoenotic parameters such as quantity of degradation indicators or (within macrophyte-type TN) evenness are used. Based on vegetation tables, type specific limiting values of the reference index were set according to the WFD. The results of the assessment are shown by five ecological quality classes (high – good – moderate – poor – bad), as required in the Water Framework Directive.

In the last chapter of the present work several application examples are given, and correlations between the reference index and other limnological indicator systems are examined. Special attention is given to groundwater influenced rivers. Additionally, correlations between the reference index and the trophy of running waters are discussed.

The suitability of macrophytes as bioindicators for ecological river quality is outlined. Typology, assessment system, and practicability of the methods are critically discussed. The assessment system combines scientific demands with the aims of applicability. It provides a good basis for the assessment of rivers by using macrophytes. The requirements of the European Water Framework Directive are thus fulfilled.

11 Literatur

- AMBÜHL, H. (1960): Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. Physikalische, biologische und physiologische Untersuchungen über Wesen und Wirkung der Strömung im Fließgewässer. Schweiz. Z. Hydrol. XXI/2(1959):133-264.
- ARENDE, K. (1981): Pflanzengesellschaften von Fließgewässern als Indikatoren der Gewässerverschmutzung, dargestellt am Beispiel des Uecker- und Havel-Systems. *Limnologica* 13/2:485-500.
- ARENDE, K. (1982): Soziologisch-ökologische Charakteristik der Pflanzengesellschaften von Fließgewässern des Uecker- und Havel-Systems. *Limnologica* 14/1:115-152.
- ARNDT, U. (1996): Erster Hohenheimer Workshop zur Bioindikation in Altbach-Deizisau – eine Einführung. In: ARNDT, U.; FOMIN, A.; LORENZ, S. [Hrsg.]: Bioindikation. Neue Entwicklungen, Nomenklatur, Synökologische Aspekte. Beiträge und Diskussion (1. Hohenheimer Workshop zur Bioindikation am Kraftwerk Altbach-Deizisau 1995), S. 15-29.
- ARTS, G.H.P.; ROELOFS, J.G.M.; DE LYON, M.J.H. (1990): Differential tolerances among soft-water macrophyte species to acidification. *Can. J. Bot.* 68/10:2127-2134.
- BACKHAUS, D. (1967): Die Makrophytenbesiedlung der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* XXX, 3:306-320.
- BARKO, J. W.; SMART, R.M. (1981): Sediment-based nutrition of submersed macrophytes. *Aquatic Botany* 10:339-352.
- BARKO, J.W.; JAMES, W.F. (1998): Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. In: JEPPESEN, E.; SONDERGAARD, M.; CHRISTOFFERSEN [Hrsg.]: The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Springer, New York, S.197-214.
- BAUMGARTNER, A.; LIEBSCHER, H.-J.; BENECKE, P.; BRECHTEL, H.; EINSELE, G.; FEDERER, B.; GARBRECHT, G.; HANTEL, M.; HERRMANN, A.; KUHN, M.; MICHELER, G.; ROHDE, H.; SCHIRMER, H. (1990): Allgemeine Hydrologie. Quantitative Hydrologie. In: LIEBSCHER, H.-J. [Hrsg.]: Lehrbuch der Hydrologie. Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart, 673 S.
- BECKER, R.; WIEGLEB, G.; ZIESMER, B.; SCHUMANN, G. (1992): BMFT-Forschungsvorhaben "Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer am Beispiel der Hunte". Wasser- und Ufervegetation im Huntegebiet, C. v. O. Universität Oldenburg, Abschlußbericht.
- BERTSCH, K. (1959): Moosflora von Südwestdeutschland. 3. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 234 S.
- BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 28, Bonn-Bad Godesberg.
- BKG - BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (Hrsg.; 1998): Amtliche Topographische Karten auf CD-ROM - Bundesrepublik Deutschland, Maßstab 1:200.000.
- BLFW - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1995): Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur. Erläuterungsbericht, Kartier- und Bewertungsanleitung, 77 S.
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2003): Grundsätzliches zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Berlin.
http://www.bmu.de/sachthemen/gewaesser/wrrl_umsetzung.htm, (Stand 04.02.2003)
- BÖHMER, J. (2002): Die ökologische Gewässerbewertung nach der Wasserrahmenrichtlinie der EU im Spannungsfeld zwischen wissenschaftlichem Anspruch und praktischen Notwendigkeiten. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002, S. 34-39.
- BRÄNDLE, R.; POKORNY, J.; KVET, J.; CIZKOVA, H. (1996): Wetland plants as a subject of interdisciplinary research. In: BRÄNDLE, R.; CIZKOVA, H.; POKORNY, J. [Hrsg.]: Adaptation strategies in wetland plants: links between ecology and physiology. OPULUS Press, Uppsala.
- BRAUKMANN, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG [Hrsg.]: Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie. Karlsruhe, 501 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Springer-Verlag, Wien, New York, 865 S.
- BURCK, O. (1947): Die Laubmoose Mitteleuropas. *Abh. senckenberg. naturf. Ges.* 477:1–210.

- BURKHARDT, E.; MUHLE, H.; WINKLER, S. (1981): Zum Indikatorwert von submersen Wassermoosen in Iller und oberer Donau. *Verh. Ges. Ökol.* 10:441-449.
- BURKHOLDER, J. M. (1996): Interactions of Benthic Algae with their Substrata. In: STEVENSON, R.J.; BOTHWELL, M.L.; LOWE, R.L. [Hrsg.]: *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, S. 253-297.
- BUTCHER, R.W. (1933): Studies on the ecology of rivers. I. On the distribution of macrophytic vegetation in the rivers of Britain. *J. Ecol.* 21:58-91.
- CARBIENER, R.; ORTSCHAIT, A. (1987): Wasserpflanzengesellschaften als Hilfe zur Qualitätsüberwachung eines der größten Grundwasser-Vorkommens Europas (Oberrheinebene). In: MIYAWAKI, A. u.a. [Hrsg.]: *Vegetation Ecology and Creation of New Environments*. Tokyo (Tokai Univ. Press). (=Proceed. Intern. Sym.) S. 283-312.
- CARBIENER, R.; TRÉMOLIÈRES, M.; MERCIER, J. L.; ORTSCHAIT, A. (1990): Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace).- *Vegetatio* 86: 71-88.
- CARIGNAN, R. (1982): An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39:243-247.
- CARIGNAN, R.; KALFF, J. (1980): Phosphorus sources for aquatic weeds: Water or sediments? *Science* 207:987-989.
- CASPER, S.J.; KRAUSCH, H.-D. (1980): Pteridophyta und Anthophyta. 1. Teil. In: Ettl, H., Gärtner, G.; Heynig, H. [Hrsg.]: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Bd. 23, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 403 S.
- CASPER, S.J.; KRAUSCH, H.-D. (1981): Pteridophyta und Anthophyta. 2. Teil. In: Ettl, H., Gärtner, G.; Heynig, H. [Hrsg.]: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Bd. 24, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 538 S.
- CEN - COMITÉE EUROPÉEN DE NORMALISATION (2001): Wasserbeschaffenheit - Richtlinie für die Untersuchung aquatischer Makrophyten in Fließgewässern. Entwurf prEN 14184, Brüssel, 12 S.
- DAWSON, F. H. (1988): Water flow and the vegetation of running waters. In: SYMOENS, J. J. [Hrsg.]: *Vegetation of inland waters*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL) S. 283-309.
- DEMARET, F.; CASTAGNE, E. (1964): Bryophytes. Volume II – Fascicule III. In: ROBYNS, W. [Hrsg.]: *Flore Générale de Belgique*, Brüssel.
- DILEWSKI, G.; SCHARF, B. (1988): Verbreitung des Graskarpfens (*Ctenopharyngodon Idella*, Val.) und ökologische Auswirkungen in Rheinland-Pfalz. *Nat. Landsch.* 63/12: 507-510.
- DINZINGER, L. (1999): Verbreitung und ökologische Charakterisierung submerser Makrophyten in einem Fließgewässer am nordöstlichen Rand der Münchener Schotterebene. Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der Technischen Universität München, Diplomarbeit, 140 S.
- EG - EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 327/1, 22.12.2000.
- EGLIN, I.; ROECK, U.; ROBACH, F.; TRÉMOLIÈRES M. (1997): Macrophyte biological methods used in the study of the exchange between the Rhine river and the groundwater. *Wat. Res.* 31/3:503-514.
- EHLERT, T.; POTTGIESSER, T. (2001): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Flusstypen. In: LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN [Hrsg.], Merkblatt 34, Essen.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Eugen Ulmer, Stuttgart, 1096 S.
- ELSTER, H.-J. (1962): Seetypen, Fließgewässertypen und Saprobiensystem. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 47/2:211-218.
- FELD, C.; PAULS, S.; SOMMERHÄUSER, M.; HERING, D. (2002): Biozönotische Bewertung der ökologischen Qualität am Beispiel norddeutscher Fließgewässer. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002, S. 75-80.
- FRAHM, J.-P.; FREY, W. (1992): *Moosflora*. 3., überarbeitete Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 528 S.
- FREY, W.; FRAHM, J.-P.; FISCHER, E.; LOBIN, W. (1995): Die Moos- und Farnpflanzen Europas, 6. Aufl. In: GAMS, H. (Begr.): *Kleine Kryptogamenflora*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 426 S.
- GABEL, G. (1993): Ökologische Probleme bei Ausleitungskraftwerken. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.]: *Berichte aus dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz*. Schriftenreihe Heft 121. München, S. 159-163.
- GALM, M. (1991): Verbreitung und Zeigerwert makrophytischer Wasserpflanzen in der Altmühl. Fakultät für Biologie der Ruprecht-Karls-Universität, Heidelberg. Diplomarbeit, 107 S.

- GAMS, H. (1925): Wasserpflanzen als Indikatoren. *Fisch.Z.* 28 (43): 914-918.
- GIERIG, M.; ALTMAYER, M.; HAUG, M.; KOSCHEL, G.; LEIMBÖCK, A.; PINTHER, W.; SCHÖN, C.; WENGER, W. (2001): Grundwasser. Der unsichtbare Schatz. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.]: *Spektrum Wasser* 2, 98 S.
- GISCAD - GISCAD COMP. GMBH (Hrsg., 1998): GISCAD CD-Atlas 25 - Topographische Karte Bayern, Ausgabe Süd, Maßstab 1:25.000.
- GISCAD - GISCAD COMP. GMBH (Hrsg., 1998a): GISCAD CD-Atlas 25 - Topographische Karte Bayern, Ausgabe Nord, Maßstab 1:25.000.
- GOOS, C. (2003): Einfluss des Periphytons auf das Lichtklima submerser Makrophyten. Dissertation an der TU München, Department für Ökologie, 161 S.
- HAMM, A. (Hrsg., 1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag, St. Augustin, 830 S.
- HANDTKE, R. (1993): *Flussgeschichte Mitteleuropas*. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 460 S.
- HARDING, J.P.C. (1981): Macrophytes as monitors of river quality in the southern N.W.W.A. area. *Tech. Rept. N.W.W.A. (Rivers Division) TS-BS-81-2*
- HASLAM, S. M. (1987): *River Plants of Western Europe. The macrophytic vegetation of watercourses of the European Economic Community*. Cambridge University Press, 512 S.
- HENNINGSEN, D.; KATZUNG, G. (1992): *Einführung in die Geologie Deutschlands*. Deutscher Taschenbuch Verlag, Ferdinand Enke, Stuttgart, 228 S.
- HERR, W. (1984): Die Fließgewässervegetation im Einzugsgebiet von Treene und Sorge. *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schleswig-Holst. u. Hamburg* 33:77-117.
- HOLMES, N. T. H., NEWMAN, J. R., CHADD, S., ROUEN, K. J., SAINT, L., DAWSON, F. H. (1999): Mean Trophic Rank: A User's Manual. R & D Technical Report E 38; Environment Agency, Bristol, 141 pp.
- HUSAK, S., SLADECZEK, V.; SLADECKOVA, A. (1989). Freshwater Macrophytes as Indicators of Organic Pollution. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 17:693-697.
- ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 46/2:205-213.
- ILLIES, J. (1978): *Limnofauna Europaea, eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tiere mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2. überarb. Aufl., 532 S.
- JANAUER, G. (1981): Die Zonierung submerser Wasserpflanzen und ihre Beziehung zur Gewässerbelastung am Beispiel der Fische (Niederösterreich). *Verhandl. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 120:73-97.
- JANAUER, G.; HEINDL, E. (1998): Die Schätzskaala nach Kohler: Zur Gültigkeit der Funktion $f(y)=ax^3$ als Maß für die Pflanzenmenge von Makrophyten. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich*, 135:117-128.
- JORGA, W.; WEISE, G. (1981): Verfahren zur Abschätzung der Verkräutung von Wasserläufen. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 9/2:189-202.
- KEITZ, S. v.; SCHMALHOLZ, M. (Hrsg., 2002): *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 447 S.
- KLAPP, E.; OPITZ VON BOBERFELD, W. (1990): *Taschenbuch der Gräser*. – 12. überarb. Auflage, Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg, 282 S.
- KÖCK, U.-V. (1981): Fließgewässer-Makrophyten als Bioindikatoren der Wasserqualität des Flieth-Bachs (Dübener Heide). *Limnologica* 13/2:501-510.
- KÖCK, U.-V. (1985): Fließgewässerkryptogamen - Bioindikatoren der Wasserqualität. *Wiss. Zeitschr. d. Univ. Halle* 34/1:95-104.
- KÖRNER, S. (1996): Selbstreinigungsprozesse im Klärwerksableiter Wuhle unter besonderer Berücksichtigung der submersen Makrophyten. Dissertation an der Humboldt-Universität zu Berlin. 122 S.
- KOHLER, A. (1975): Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. *Beitr. naturk. Forsch. Südw.-Dtl.* 34:149-159.

- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft + Stadt* 10/2:73-85.
- KOHLER, A. (1981): Die Vegetation bayerischer Fließgewässer und einige Aspekte ihrer Veränderung. Tagungsbericht der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Laufen/Salzach 5/81:6-18.
- KOHLER, A. (1995): Wasserpflanzen als Bioindikatoren - was können sie als Zeigerorganismen für Gewässerbelastung leisten? *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim* 4:15-28.
- KOHLER, A.; BLUMENTHAL, C.; ZELTNER, G.-H. (1994): Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Moosach (Münchener Ebene). Ihre Entwicklung von 1970 bis 1992. *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim* 3:53-104.
- KOHLER, A.; TREMP, H.; FRITZ, R.; STROBEL, CH.; STROHMEIER, S.; CLAUß, D. (1997): Submerse Makrophyten der südbadischen Oberrheinauen -Verbreitung, Ökologie, Bioindikation. Abschlußbericht des Forschungsvorhabens O.-Nr. U 22-95.04 im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Stuttgart.
- KOHLER, A.; SIPOS, V.; SONNTAG, E.; PENKSZA, K.; POZZI, D.; VEIT, U.; BJÖRK, S. (2000): Makrophyten-Verbreitung und Standortqualität im eutrophen Björka-Kävlinge-Fluss (Skåne, Südschweden). *Limnologica* 20:281-298.
- KOHLER, A.; JANAUER, G. A. (1995): Zur Methodik der Untersuchungen von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: STEINBERG, C.E.W.; BERNHARDT, H.; KLAPPER, H. [Hrsg.]: *Handbuch angewandte Limnologie*. Ecomed-Verlag, S. 3-22.
- KOHMANN, F.; SCHMEDTJE, U. (1986): Diversität und Diversitäts-Indizes. Eine brauchbare Methode zur Quantifizierung der Auswirkungen von Abwasserbelastungen auf aquatische Fließwasser-Zönosen? *Münchn. Beitr. Abw. Fisch. Flussbiol.* 40:135-166.
- KOLKOWITZ, R.; MARSSON, M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber.Deutsch.Bot.Ges.* 26:505-519.
- KRAUSCH, H.-D. (1996): *Farbatlas Wasser- und Uferpflanzen*. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 315 S.
- KRAUSE, A. (1979): Zur Kenntnis des Wasserpflanzenbesatzes der westdeutschen Mittelgebirgsflüsse Fulda, Ahr, Sieg und Saar. *Decheniana* 132:15-28.
- KRAUSE, W. (1997): Charales (Charophyceae). In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H.; Mollenhauer, D. [Hrsg.]: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Bd. 18. – Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm, 202 S.
- KRAUSE-DELLIN, D. (1989): Chemische Beschaffenheit des Überleitungssystems "Altmühl - Donau/ Regnitz - Main" in den ersten Jahren einer Bewirtschaftung. Teil 1: Chemische Beschaffenheit des Altmühlsees. *Wasserwirtschaftsamt Ansbach*, 72 S.
- KÜSTER, H. (1999): *Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. Von der Eiszeit bis zur Gegenwart*. C.G. Beck'sche Verlagsbuchhandlung, München, 424 S.
- LANDWEHR, J. (1984): *Nieuwe Atlas nederlandse Bladmossen*. Thieme, Zutphen (NL), 568 S.
- LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (Hrsg., 1998): *Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland. Chemische Güteklassifikation*. 35 S. + Anhang.
- LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1999): *Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland: Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland – Karten der Wasserbeschaffenheit 1987-1996*. Kulturbuch-Verlag, Berlin, 182 S. (Auszug) <http://www.lawa.de/deutsch/pubs/daten/300505-1995.pdf>, http://www.lawa.de/deutsch/pubs/karten/biol_karte.pdf, (Stand 01.04.2003)
- LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2000): *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer, Empfehlung*, 164 S.
- LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2002): *Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie*. <http://www.lawa.de/pubs/Arbeitshilfe.pdf>, (Stand 27.02.2003)
- LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2002a): *Gemeinsamer Bericht von LAWA und LABO zu Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft aus Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie*. <http://www.lawa.de/pubs/Landwirtschaftspapier-Stand%2024-04-02neu.pdf>, (Stand 01.04.2003)
- LFU – LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg., 1992): *Bewertung des Säurezustandes von Fließgewässern im Mittleren Schwarzwald anhand ihrer Fischfauna und Moosflora. (Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg, Sonderbericht 5)*, Karlsruhe, 283 S.

- LITTLEFIELD, L.; FORSBERG, C. (1965): Absorption and translocation of phosphorus-32 by *Chara globularis* THULL. *Physiol. Plant.* 18:291-296.
- LOZAN, J.L. (1992): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Schriftenreihe Pareys Studentexte Nr. 74, Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- MADSEN, B. L.; TENT, L. (2000): Lebendige Bäche und Flüsse. Praxistipps zur Gewässerunterhaltung und Revitalisierung von Tieflandgewässern. Herausgegeben von der EDMUND SIEMERS-STIFTUNG, Libri Books on Demand, Norderstedt, 156 S.
- MAUCH, E.; HAMM, A.; HEUSS, K.; SCHAUMBURG, J.; SCHMEDTJE, U.; SCHMIDT, W. D. (1998): Hinweise zur Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.]: Informationsberichte Heft 4/98, 501 S.
- MEILINGER, P. (1999): Verbreitung submerser Makrophyten in bayerischen Fließgewässern in Abhängigkeit von der Phosphorkonzentration im Wasser und im Sediment. Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der Technischen Universität München, Diplomarbeit, 123 S.
- MEILINGER, P.; SCHNEIDER, S. (2001): Ökologische Bewertung mit Makrophyten – Kartierungsmethoden für Fließgewässer. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) – Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing, S. 174-178.
- MELZER, A. (1985): Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren. *Naturwissenschaften* 72:456-460.
- MELZER, A. (1988): Der Makrophytenindex - Eine biologischen Methode zur Beurteilung der Nährstoffbelastung von Seen. Habilitationsschrift TU München, 249 S.
- MELZER, A.; GROSSER, S.; POHL, W. (1996): Untersuchung des Schilfrückgangs an bayerischen Seen. Forschungsprojekt des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (LFU; Hrsg.): Schriftenreihe Heft 141, München.
- MELZER, A.; FÜRST, W. (1995): Die Verbreitung makrophytischer Wasserpflanzen in der Altmühl 1995 im Vergleich zur Untersuchung von 1990. Unveröffentlichter Bericht an das Wasserwirtschaftsamt Ansbach, 114 S.
- MELZER, A.; HARLACHER, R. (1985): Die Verbreitung Makrophytischer Wasserpflanzen in Fließgewässern des oberen Loisachtales. Bericht für das Hydrologische Jahr 1985, München.
- MELZER, A.; ZIMMERMANN, S. (1992): Der Makrophytenbewuchs der Amper. Bericht über die Kartierungsaktion im Sommer 1992. Unveröffentlichter Bericht an das Wasserwirtschaftsamt München, 60 S.
- MONSCHAU-DUDENHAUSEN, K. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren in Fließgewässern. Dargestellt am Beispiel der Schwarzwaldflüsse Nagold und Alb. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 28:5-115.
- MÜHLENHOFF, D.; BÜDEL, B. (1995): Vergleich der Wassermoos- und Wasserflechtenvegetation zweier Bachtypen (Waldbäche/Wiesenbäche) im Spessart. *Nova Hedwigia* 61:525-545.
- MÜLLER, K. (1957): Die Lebermoose. In: RABENHORST, L. [Hrsg.]: Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. VI: Band, 2. Abteilung, 3. Auflage.
- NEBEL, M.; PHILIPPI, G. (Hrsg., 2000): Die Moose Baden-Württembergs. Band 1. In Zusammenarbeit mit der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Ulmer Stuttgart (Hohenheim), 512 S.
- NEBEL, M.; PHILIPPI, G. (Hrsg., 2001): Die Moose Baden-Württembergs. Band 2. In Zusammenarbeit mit der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Ulmer Stuttgart (Hohenheim), 529 S.
- NEYER, H. (1999): Einfluss der Landnutzung auf den Phosphoraustrag aus Grünland. *Z. Kult. tech. Landentw.* 40/2:49-52.
- NYHOLM, E. (1986): Illustrated flora of nordic mosses. Fasc. 1 Fissidentaceae – Seligeriaceae.
- NYHOLM, E. (1993): Illustrated flora of nordic mosses. Fasc. 3 Bryaceae – Rhodobryaceae – Mniaceae – Cinclidiaceae – Plagomniaceae. – Nord. Bryol. Soc., Copenhagen und Lund.
- OSBERDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7. Auflage. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1050 S.
- ODUM, E.P. (1983): Grundlagen der Ökologie; Band 1: Grundlagen, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York, 476 S.
- OFENBÖCK, T.; MOOG, O.; GERRITSEN, J.; BARBOUR, M. (2002): Multimetriche Methoden zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes österreichischer Fließgewässer gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) - Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002, S. 157-162.

- PALL, K.; JANAUER G.A. (1995): Die Makrophytenvegetation von Flußstauen am Beispiel der Donau zwischen Fluß-km 2552,0 und 2511,8 in der Bundesrepublik Deutschland. Arch. Hydrobiol. Suppl. 101 Large Rivers 9, 2:91-109.
- PASSAUER, B.; MEILINGER, P.; MELZER, A.; SCHNEIDER, S. (2002): Beeinflusst die Strukturgröße von Fließgewässern das Vorkommen von Makrophyten? Acta Hydrochim. Hydrobiol. 30/4:197-206.
- PATON, J.A. (1999): The liverwort flora of the British Isles. Harley Books, Essex, 626 S.
- PAUL, H.; MÖNKEMEYER, W.; SCHIFFNER, V. (1931): Bryophyta (Sphagnales – Bryales – Hepaticae). In: PASCHER, A. [Hrsg.]: Die Süßwasserflora Mitteleuropas. Gustav Fischer Verlag, Jena, 252 S.
- POTT, R. (1984): Vegetation naturnaher Fließgewässer und deren Veränderungen nach technischen Ausbau- und Pflegemaßnahmen. Inf. Natursch. Landschaftspf. 4:81-108.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 622 S.
- POTT, R.; REMY, D. (2000): Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart, 255 S.
- RAWER-JOST, C.; BÖHMER, J. (2002): Entwicklung eines multimetrischen Index zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im Mittelgebirge. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) - Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002, S. 139-144.
- RIIS, T.; SAND-JENSEN, K.; VESTERGAARD, O. (2000): Plant communities in lowland Danish streams: species composition and environmental factors. Aquatic Botany 66:255-272.
- RINGLER, A., REHDING, G.; BRÄU, M. (1994): Lebensraumtyp Bäche und Bachufer. In: BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (STMLU) UND BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ANL; Hrsg): Landschaftspflegekonzept Bayern, Bd. II.19, München, 340 S.
- ROBACH, F.; THIÉBAUT, G.; TRÉMOLIÈRES, M.; MULLER, S. (1996): A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north-eastern France. Hydrobiologia 340:67-76.
- ROLL, H. (1938): Die Pflanzengesellschaften ostholsteinischer Fließgewässer. Limnologisch-soziologische Studien. Arch. Hydrobiol. 34:159-304.
- ROTHMALER, W. (Begr.; 1994): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 3, Gefäßpflanzen: Atlasband. – 9. durchges. und verb. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 753 S.
- ROTHMALER, W. (Begr.; 1994a): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 4, Gefäßpflanzen: Kritischer Band. – 8. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart 811 S.
- SAND-JENSEN, K. (1998): Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. Freshwater Biology 39/4:663-679.
- SAND-JENSEN, K.; JEPPESEN, E.; NIELSEN, K.; BIJL, L. VAN DER; HJERMIND, L.; NIELSEN, L. W.; IVERSEN, T. M. (1989): Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream. Freshwater Biology 22/1:15-32.
- SAND-JENSEN, K.; PEDERSEN, M. F.; NIELSEN, S. L. (1992): Photosynthetic use of inorganic carbon among primary and secondary water plants in streams. Freshwater Biology 27:283-293.
- SAND-JENSEN, K., RIIS, T., VESTERGAARD, O.; LARSEN, S. E. (2000): Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. J. Ecol. 88:1030-1040.
- SAND-JENSEN, K.; PEDERSEN, O. (1999): Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams. Freshwater Biology 42:315-328.
- SCHACHTSCHABEL, P.; BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G.; HARTGE, K.-H.; SCHWERTMANN, U.; FISCHER, W.R.; RENGEL, M.; STREBEL, O. (1992): Scheffer/Schachtschabel. Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 491 S.
- SCHAUMBURG, J. (1996): Seen in Bayern. Limnologische Entwicklung von 1980 bis 1994. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.]: Informationsberichte Heft 1/96, 211 S.
- SCHAUMBURG, J.; SCHRANZ, C.; SCHMEDTJE, U.; KÖPF, B.; SCHNEIDER, S.; MEILINGER, P.; STELZER, D.; HOFMANN, G.; GUTOWSKI, A.; FOERSTER, J. (i. V.): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht. München.

- SCHMEDTJE, U.; BAUER, A.; GUTOWSKI, A.; HOFMANN, G.; LEUKART, P.; MELZER, A.; MOLLENHAUER, D.; SCHNEIDER, S.; TREMP, H. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Erarbeitung von Trophieindikationswerten für ausgewählte benthische Algen und Makrophyten. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.]: Informationsberichte Heft 4/98, 501 S.
- SCHMEDTJE, U.; KÖPF, B.; SCHNEIDER, S.; MEILINGER, P.; STELZER, D.; HOFMANN, G.; GUTOWSKI, A.; MOLLENHAUER, D. (2001): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos: Durchführung einer Literaturstudie und Erarbeitung eines Untersuchungsprogramms für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: ATV-DVWK [Hrsg.]: ATV-DVWK-Arbeitsbericht, GFA-Verlag, Hennef, 281 S.
- SCHMEDTJE, U.; SOMMERHÄUSER, M.; BRAUKMANN, U.; BRIEM, E.; HAASE, P.; HERING, D. (2001): „Top-down“-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) – Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001, S. 147-151.
- SCHMEDTJE, U.; KOHMANN, F. (1987): Bioindikation durch Makrophyten – Indizieren Makrophyten Saprobie? Arch. Hydrobiol. 109/3:455-469.
- SCHMEIL, O. (1993): Flora von Deutschland und angrenzender Länder. – 89. neu bearb. und erw. Auflage, Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden, 802 S.
- SCHMITZ, W. (1955): Physiographische Aspekte der limnologischen Fließgewässertypen. Arch. f. Hydrobiol./Suppl. 22/3&4:510-523.
- SCHNEIDER, S. (2000): Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Dissertation an der TU München. Shaker-Verlag, 182 S.
- SCHNEIDER, S.; SCHRANZ, C.; MELZER, A. (2000): Indicating the Trophic State of Running Waters by Submersed Macrophytes and Epilithic Diatoms. Exemplary Implementation of a New Classification of Taxa into Trophic Classes. Limnologica 30:1-8.
- SCHNEIDER, S.; KRUMPHOLZ, T.; MELZER, A. (2000a): Trophieindikation in Fließgewässern mit Hilfe des TM (Trophie-Index Makrophyten) - Erprobung eines neu entwickelten Index im Inninger Bach. Acta hydrochim. hydrobiol. 28/5:241-249.
- SCHNEIDER, S.; KRUMPHOLZ, T.; MELZER, A. (2000b): Trophieindikation in Fließgewässern - Anwendung des Trophie-Index Makrophyten (TIM) im Ascherbach. Lauterbornia 38:85-97.
- SCHNEIDER, S.; DINZINGER, L.; MELZER, A. (2001): Trophieindikation in Fließgewässern - Erprobung des Trophieindex Makrophyten (TIM) im Fließgewässersystem der Sempt (Bayern). Limnologica 31:147-163.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart. 504 S.
- SCHORER, A.; SCHNEIDER, S.; MELZER, A. (2000): The Importance of Submerged Macrophytes as Indicators for the Nutrient Concentration in a Small Stream (Rotbach, Bavaria). Limnologica 30:351-358.
- SCHRÖTER, W.; LAUTENSCHLAGER, K.-H.; BIBRACK, H. (1990): Taschenbuch der Chemie. VEB Fachbuchverlag, Leipzig, 676 S.
- SCHUSTER, R.M. (1980): The Hepaticae and Anthocerotae of North America. East of the Hundredth Meridian. Vol. IV: Columbia University Press, New York.
- SCHWOERBEL, J. (1994): Methoden der Hydrobiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena. 368 S.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena. 465 S.
- SCULTHORPE, C. D. (1967): The Biology of Aquatic Vascular Plants. Edward Arnold (Publishers) Ltd., London. (Reprint 1985 by Koeltz Scientific Books, Königstein.)
- SEELE, J. (2000): Ökologische Bewertung voralpiner Kleinseen an Hand von Diatomeen, Makrophyten und der Nutzung ihrer Einzugsgebiete. Dissertation an der TU München.
<http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/>
- SHANNON, C.E.; WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana.
- SIPOS, V.K.; VEIT, U.; KOHLER, A. (2002): Quantitative Kenngrößen als Instrument zur Charakterisierung und zum Vergleich von Makrophyten-Vegetation von Fließgewässern. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) - 2001 (Kiel), Tutzing 2002, S. 614-619.
- SMITH, A.J.E. (1992): The liverworts of Britain and Ireland. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Port Chester, Melbourne, Sydney, 362 S.

- SMITH, A.J.E. (1996): The moss flora of Britain and Ireland. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Port Chester, Melbourne, Sydney, 706 S.
- SOMMERHÄUSER, M.; GARNIEL, A.; POTTGIESSER, T. (2001): Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein. In: LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN [Hrsg.]: Gewässerlandschaften und Bachtypen. Flintbek, 62 S.
- STETZKA, K. M.; BAUMANN, M. (2002): Wassermoose als Versauerungs- und Eutrophierungsindikatoren – Untersuchungen aus dem Erzgebirge/Sachsen. *Herzogia* 15:277-296.
- STEVENS, C.L.; HURD, C.L. (1997): Boundary-layers around bladed aquatic macrophytes. *Hydrobiologia* 346:119-128.
- STMLU - BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg., 1996): Flüsse und Seen in Bayern. Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1995, München, 48 S. + Karten.
- STOYAN, D.; STOYAN, H.; JANSEN, U. (1997): Umweltstatistik – Statistische Verarbeitung und Analyse von Umweltdaten. In: BAHADIR, M.; COLLINS, H.-J.; HOCK, B. [Hrsg.]: Teubner-Reihe Umwelt, Teubner Verlagsgesellschaft Leipzig, 348 S.
- TACKMANN, S.; BUSCH, D. (2002): Strukturgütekartierung im ländlichen Raum - Bewertungsprobleme an den Sandbächen des Tieflandes. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) - 2001 (Kiel), Tutzing 2002, S. 175-180.
- TER BRAAK, C.J.F. (1995): Ordination. In: JONGMAN, R.H.G.; TER BRAAK, C.J.F.; TONGEREN, O.F.R. VAN [Hrsg.]: Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, S. 91-173.
- THIÉBAUT, G.; GUEROLD, F.; MULLER, S. (2002): Are trophic and diversity indices based on macrophyte communities pertinent tools to monitor water quality? *Wat. Res.* 36/14:3602-3610.
- TIMM, T.; BOOM, A.V.D.; EHLERT, TH.; PODRARZA, P.; SCHUHMACHER, H.; SOMMERHÄUSER, M. (1999): Leitbilder für kleine und mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. In: LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN [Hrsg.], Merkblatt 17, Essen.
- TIMM, T.; OHLENFORST, F.H. (1994): Der grundwassergeprägte Tieflandbach. *Limnologica* 24/3:213-229.
- TONGEREN, O.F.R. VAN (1995): Cluster analysis. In: JONGMAN, R.H.G.; TER BRAAK, C.J.F.; TONGEREN, O.F.R. VAN [Hrsg.]: Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, S. 174-212.
- TREMP, H. (1999): Submerged Bryophytes in Running Waters, Ecological Characteristics and their Use in Biomonitoring. *Environ. Sci. Forum* 96:233-242.
- TREMP, H. (2001): Standortliche Differenzierung der Vorkommen von *Elodea canadensis* MICHX. und *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN in Gewässern der badischen Oberrheinebene. *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim* 10:19-32.
- TREMP, H.; KOHLER, A. (1993): Wassermoose als Versauerungsindikatoren. Praxisorientierte Bioindikationsverfahren mit Wassermooseen zur Überwachung des Säurezustandes von pufferschwachen Fließgewässern. In: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG [Hrsg.]: Veröffentlichungen Projekt "Angewandte Ökologie", Band 6, Karlsruhe.
- TREMP, H.; KOHLER, A. (1995): The usefulness of macrophyte monitoring systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters.- *Acta bot. Gallica* 142: 541-550.
- TÜXEN, R.; PREISING, E. (1942): Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzen-Gesellschaften. (Arbeiten aus der Zentralstelle für Vegetationskartierung des Reiches). *Deutsche Wasserwirtschaft* 37:10-17,57-69.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (2003): EG-Wasserrahmenrichtlinie. Chronologische Entwicklung der Richtlinie. Berlin. http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrri_chronologie.htm, (Stand 04.02.2003)
- 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.* 37:130-177.
- WASHINGTON, H.G. (1984): Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Wat. Res.* 18:653-694.
- WASSERCHEMISCHE GESELLSCHAFT & NAW - WASSERCHEMISCHE GESELLSCHAFT – FACHGRUPPE IN DER GESELLSCHAFT DEUTSCHER CHEMIKER; NORMENAUSSCHUSS WASSERWESEN (Hrsg., 2003): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung. Physikalische, chemische, biologische und bakterio-

- logische Verfahren. DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 55. Lieferung. Wiley-VCH, Weinheim; Beuth, Berlin, 7 Bände.
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1974): Makrophytische Kryptogamen in der oberen Salmonidenregion der Harzbäche. Arch. Hydrobiol. 74 (1): 82-86.
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1977): Fließgewässertypologie in Niedersachsen auf floristisch-soziologischer Grundlage. Gött. Flor. Rundbr. 10/4:73-79.
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1977a): *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN (Hydrocharitaceae), eine neue limnische Phanerogame der deutschen Flora. Arch. Hydrobiol. 79/3: 397-403.
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1981): Eine Fließgewässer-Typologie. Limnologica 13/2:419-426.
- WEDER, H.-J.; JORDAN, H. (Hrsg., 1995): Hydrogeologie. Grundlagen und Methoden. Regionale Hydrologie: Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Berlin, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 603 S.
- WEGENER, K.-A. (1982): Wasserpflanzengesellschaften im Ryck, Riene- und Bachgraben und ihre hydrochemischen Umweltbedingungen. Limnologica 14/1:89-105.
- WELCH, W.H. (1960): A Monograph of the Fontinalaceae. Martinus Nijhoff, Den Hag (NL), 357 S.
- WERLE, W. (1982): Eignung von submersen Makrophyten als Bioindikatoren in Fließgewässern. Mitt. Pollichia 70:125-168.
- WEYER, K. VAN DE (1999): Makrophyten. In: TUEMLING, W.V.; FRIEDRICH, G. [Hrsg.]: Biologische Gewässeruntersuchung. (Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung 2). Gustav Fischer Verlag, Jena, S. 198-219.
- WEYER, K. VAN DE (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN [Hrsg.], Merkblatt 30, Essen.
- WEYER, K. VAN DE; WAHRENBURG, P.; WIEGLEB, G. (1990): Die Makrophytenvegetation im Einzugsgebiet der Rur. I. Die Fließgewässervegetation und ihre Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege. Decheniana 143:141-159.
- WEYER, K. VAN DE; RAABE, U. (1999): Rote Liste der gefährdeten Armeleuchter-Gewächse (Charales) in Nordrhein-Westfalen (1.Fassung). In: LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN/LANDESAMT FÜR AGRARORDNUNG [Hrsg.]: Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3.Fassung, LÖBF-Schr.R. 17:295-306.
- WHITFORD, L.A. (1959): The current effect and growth of fresh-water algae. Trans. Amer. Microsc. Soc. 78:302-309.
- WIEGLEB, G. (1979): Vorläufige Übersicht über die Pflanzengesellschaften der Niedersächsischen Fließgewässer. In: NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT - NATURSCHUTZ, LANDSCHAFTSPFLEGE, VOGELSCHUTZ - [Hrsg.]: Schriftenreihe "Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen", 10:87-119.
- WIEGLEB, G. (1981): Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften niedersächsischer Fließgewässer. Limnologica 13/2:427-448.
- WIEGLEB, G. (1984): Makrophytenkartierung in Niedersachsen – Methoden, Ziele und erste Ergebnisse. Inf. Natursch. Landschaftspf. 4:109-136.
- WIEGLEB, G. (1988): Analysis of flora and vegetation in rivers: Concepts and applications. In: SYMOENS, J. J. [Hrsg.]: Vegetation of inland waters. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL), S. 311-340.
- WIEGLEB, G. (1991): Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. Tuexenia 11:135-147, Göttingen.
- WIEGLEB, G., ZANDER, B.; WOHLFAHRT, U. (1992): Typisierung und Bewertung der Fließgewässervegetation der Bundesrepublik Deutschland. Abschlussbericht. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Carl-von-Ossietzky-Universität Oldenburg, 344 S.
- WILDI, OTTO (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel, 90:1-226.
- WILS, C.; SCHNEIDERS, A.; BERVOETS, L.; NAGLS, A.; WEISS, L.; VERHEYEN, R.F. (1994): Assessment of the Ecological Value of rivers in Flanders (Belgium). Wat. Sci. Tech. 30/10:37-47.
- WÖRLEIN, F. (1992): Pflanzen für Garten, Stadt und Landschaft. Taschenkatalog, Wörlein Baumschulen, Dießen.

- ZAHN, U.; DORNBUSCH, J.; KÄMMER, H.-J.; SENG, P. (1996): Diercke Weltatlas. 4. aktualisierte Auflage; Westermann Schulbuchverlag GmbH, Braunschweig, 275 S.
- ZEPP, H. (2002): Grundriss Allgemeine Geographie: Geomorphologie. Ferdinand Schöningh (UTB), Paderborn, München, Wien, Zürich, 345 S.

Anhang

Abbildung 1: Kartierprotokoll für Fließgewässermakrophyten (S. 1)	III
Abbildung 2: Kartierprotokoll für Fließgewässermakrophyten (S. 2)	IV
Abbildung 3: Erhebungsbogen zur Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA 2000 (S. 1).....	V
Abbildung 4: Erhebungsbogen zur Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA 2000 (S. 2).....	VI
Abbildung 5: Helophyten und Hauptparameter der Strukturgüte: Fließgewässer-Typ MP(G), CCA- Scatterplot (Probestellen).....	XVI
Abbildung 6: Helophyten und Hauptparameter der Strukturgüte: Fließgewässer-Typ MP(G), CCA- Scatterplot (Arten).....	XVI
Abbildung 7: Helophyten und Hauptparameter der Strukturgüte: Fließgewässer-Typ MRK, CCA- Scatterplot (Probestellen).....	XVII
Abbildung 8: Helophyten und Hauptparameter der Strukturgüte: Fließgewässer-Typ MRK, CCA- Scatterplot (Arten).....	XVII
Abbildung 9: Helophyten und Hauptparameter der Strukturgüte: Fließgewässer-Typ MRS, CCA- Scatterplot (Probestellen).....	XVIII
Abbildung 10: Helophyten und Hauptparameter der Strukturgüte: Fließgewässer-Typ MRS, CCA- Scatterplot (Arten).....	XVIII
Abbildung 11: Zusammenhang zwischen Helophytenantaxazahl und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ TN)	XIX
Abbildung 12: Zusammenhang zwischen Helophytengesamtquantität und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ TN).....	XX
Abbildung 13: Zusammenhang zwischen Helophytendiversität und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ TN)	XXI
Abbildung 14: Zusammenhang zwischen Helophytenantaxazahl und Strukturfaktoren (Probestellen ohne Beschattung und Wald am Ufer, Makrophyten-Typ TN).....	XXII
Abbildung 15: Zusammenhang zwischen Helophytengesamtquantität und Strukturfaktoren (Probestellen ohne Beschattung und Wald am Ufer, Makrophyten-Typ TN).....	XXIII
Abbildung 16: Zusammenhang zwischen Helophytendiversität und Strukturfaktoren (Probestellen ohne Beschattung und Wald am Ufer, Makrophyten-Typ TN).....	XXIV
Abbildung 17: Zusammenhang zwischen Helophytenantaxazahl und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MP(G)).....	XXV
Abbildung 18: Zusammenhang zwischen Helophytengesamtquantität und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MP(G)).....	XXVI
Abbildung 19: Zusammenhang zwischen Helophytendiversität und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MP(G)).....	XXVII
Abbildung 20: Zusammenhang zwischen Helophytenantaxazahl und Strukturfaktoren (Probestellen ohne Beschattung und Wald am Ufer, Makrophyten-Typ MP(G))	XXVIII

Abbildung 21: Zusammenhang zwischen Helophytengesamtquantität und Strukturfaktoren (Probestellen ohne Beschattung und Wald am Ufer, Makrophyten-Typ MP(G))	XXIX
Abbildung 22: Zusammenhang zwischen Helophytendiversität und Strukturfaktoren (Probestellen ohne Beschattung und Wald am Ufer, Makrophyten-Typ MP(G))	XXX
Abbildung 23: Zusammenhang zwischen Helophytentaxazahl und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MRK)	XXXI
Abbildung 24: Zusammenhang zwischen Helophytengesamtquantität und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MRK).....	XXXII
Abbildung 25: Zusammenhang zwischen Helophytendiversität und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MRK)	XXXIII
Abbildung 26: Zusammenhang zwischen Helophytentaxazahl und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MRS)	XXXIV
Abbildung 27: Zusammenhang zwischen Helophytengesamtquantität und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MRS).....	XXXV
Abbildung 28: Zusammenhang zwischen Helophytendiversität und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MRS)	XXXVI
Tabelle 1: Probestellen	VII
Tabelle 2: Vollständige Liste der indikativen Taxa mit Zuordnung zu den typspezifischen Artengruppen (Moose mit vorwiegend amphibischer Lebensweise sind mit „A“ gekennzeichnet.)	XXXVII

Kartierprotokoll Fließgewässer

Fließgewässer:

Ort:

Abschnittslänge [m]: **Datum:**

	mittlere Tiefe [cm]		akt. Wasserstand		Trübung
	0 - 30		niedrig		ungetrübt
	30 - 100		mittel		mittel
	>100		hoch		stark getrübt
			trocken		

PrStNr:

Bearbeiter:

Film/Foto-Nr.:

mittlere Breite [ca. in m]

Beschattung:

Fließgeschwindigkeit:

Färbung:

Geruch:

Bestand: (flächig/mosaik)

auf ? [m]	naturnah?	Verbauung/Fremdsubstrate
		Sohlverbau
		Querbauwerke
		Uferverbau
		Durchlaß
		Verrohrung
		Müll/(Bau-)Schutt

%	Substrat	aufgelag. ? (x)
	Schlamm	
	Ton/Lehm (< 0,063mm)	
	Sand (0,063 - 2mm)	
	Fein-/Mittelkies (2 - 6,3 / 6,3 - 20mm)	
	Grobkies (20 - 63mm)	
	Steine (63 - 200mm)	
	Blöcke (>200mm)	
	Organisch/Torf	

Bemerkungen:

Eigen-Aspekt:

Ufer oder ganzes Fließgewässer beprobt?

Petra Meilinger 2002

Abbildung 29: Kartierprotokoll für Makrophyten in Fließgewässern (S. 1)

Gewässerstrukturgütekartierung

Erhebungsbogen gemäß Verfahrensempfehlung der LAWA 1998

Kartierabschnitt

Gewässerkennzahl:

Gewässerabschnitt:

Gewässername:

TK-Blatt-Nr:

Erhebungsdatum:

Gewässerlage

Ortslage:

freie Landschaft:

Gewässertyp

Kerb- und Klammatalgewässer	K	<input type="checkbox"/>
Sohlenkerbtalgewässer	S	<input type="checkbox"/>
Mäandertalgewässer	M	<input type="checkbox"/>
Aue- und Muldentalgewässer allgemein	A	<input type="checkbox"/>
Auetalgewässer mit kiesigem Sediment	Ak	<input type="checkbox"/>
Flachlandgewässer	F	<input type="checkbox"/>

Gewässernutzung

Schifffahrt:

Wasserkraft:

Hochwasserschutz:

Siedlung:

keine der o.g.:

Größenklasse

Gewässerbreite	Abschnittslänge
< 1 m	50 m
1-5 m	100 m
5-10 m	100 m
> 10 m	400 m

Sonderfall

verrohrt:

1. Laufentwicklung

1.1 Laufkrümmung

mäandrierend		<input type="checkbox"/>	gekrümmt
geschlängelt		<input type="checkbox"/>	
stark geschwungen		<input type="checkbox"/>	
mäßig geschwungen		<input type="checkbox"/>	ungekrümmt
schwach geschwungen		<input type="checkbox"/>	
gestreckt		<input type="checkbox"/>	
geradlinig		<input type="checkbox"/>	

1.3 Längsbänke

viele	<input type="checkbox"/>
mehrere	<input type="checkbox"/>
zwei	<input type="checkbox"/>
eine	<input type="checkbox"/>
Ansätze	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>

Uferbänke
Krümmungsbänke
Inselbänke
Mündungsbänke

1.2 Krümmungserosion

gekrümmt		ungekrümmt	
häufig stark	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
vereinzelt stark	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
häufig schwach	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
vereinzelt schwach	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	

1.4 Besondere Laufstrukturen

viele	<input type="checkbox"/>
mehrere	<input type="checkbox"/>
zwei	<input type="checkbox"/>
eine	<input type="checkbox"/>
Ansätze	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>

Treibholzverkläuerungen
Sturzbäume
Inselbildungen
Laufweitungen
Laufverengungen
Laufgabelungen

2. Längsprofil

2.1 Querbauwerke

Grundschwellen	<input type="checkbox"/>
Absturz mit Umlauf	<input type="checkbox"/>
rauhe Gleite/Rampe	<input type="checkbox"/>
Absturz mit Teilrampe	<input type="checkbox"/>
kleiner Absturz	<input type="checkbox"/>
Absturz mit Fischpaß	<input type="checkbox"/>
glatte Gleite	<input type="checkbox"/>
glatte Rampe	<input type="checkbox"/>
hoher Absturz	<input type="checkbox"/>
sehr hoher Absturz	<input type="checkbox"/>
kein Querbauwerk	<input type="checkbox"/>

2.2 Rückstau

geringer Rückstau	<input type="checkbox"/>
mäßiger Rückstau	<input type="checkbox"/>
starker Rückstau	<input type="checkbox"/>
kein Rückstau	<input type="checkbox"/>

2.3 Verrohrung

Sediment		glatt	
bis 5 %	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
5 - 20 %	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
> 20 %	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	

2.4 Querbänke

viele	<input type="checkbox"/>
mehrere	<input type="checkbox"/>
zwei	<input type="checkbox"/>
eine	<input type="checkbox"/>
Ansätze	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>

2.5 Strömungsdiversität

sehr groß	<input type="checkbox"/>
groß	<input type="checkbox"/>
mäßig	<input type="checkbox"/>
gering	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>

2.6 Tiefenvarianz

sehr groß	<input type="checkbox"/>
groß	<input type="checkbox"/>
mäßig	<input type="checkbox"/>
gering	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>

3. Querprofil

3.1 Profiltyp

Naturprofil	<input type="checkbox"/>
annähernd Naturprofil	<input type="checkbox"/>
Erosionsprofil, variierend	<input type="checkbox"/>
verfallendes Regelprofil	<input type="checkbox"/>
Erosionsprofil, tief	<input type="checkbox"/>
Trapez, Doppeltapez	<input type="checkbox"/>
V-Profil, Kastenprofil	<input type="checkbox"/>

3.2 Profiltiefe

sehr flach	<input type="checkbox"/>
flach	<input type="checkbox"/>
mäßig tief	<input type="checkbox"/>
tief	<input type="checkbox"/>
sehr tief	<input type="checkbox"/>
staureguliert	<input type="checkbox"/>

3.3 Breitenerosion

Profiltiefe	
sehr tief	<input type="checkbox"/>
tief	<input type="checkbox"/>
mäßig tief bis	<input type="checkbox"/>
sehr flach	<input type="checkbox"/>
stark	<input type="checkbox"/>
schwach	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>

3.4 Breitenvarianz

sehr groß	<input type="checkbox"/>
groß	<input type="checkbox"/>
mäßig	<input type="checkbox"/>
gering	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>

3.5 Durchlässe

Durchlaß, nicht strukturschädlich	<input type="checkbox"/>
Lauf verengt	<input type="checkbox"/>
Ufer unterbrochen	<input type="checkbox"/>
kein Sediment	<input type="checkbox"/>
kein Durchlaß	<input type="checkbox"/>

BEWERTUNG der funktionalen Einheiten

Krümmung:

Beweglichkeit:

Σ:

Wertzahl:

Klasse:

natürliche Längsprofilelemente:

anthropogene Wanderbarrieren (Malus-Addition):

Σ:

Klasse:

Profiltiefe:

Breitenentwicklung:

Profilform:

Σ:

Wertzahl:

Klasse:

Gütekategorie	1	2	3	4	5	6	7
Indexspanne	1 - 1,7	1,8 - 2,6	2,7 - 3,5	3,6 - 4,4	4,5 - 5,3	5,4 - 6,2	6,3 - 7

Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz '98 (LAW-98-1)

Abbildung 31: Erhebungsbogen zur Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA 2000 (S. 1)

4.1 Sohlensubstrat

Schllick, Schlamm	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Ton, Lehm	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Sand	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Kies und Schotter	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Schotter	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Schotter und Steine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Blöcke, Schotter und Steine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
reines Blockwerk	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
anstehender Fels	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
anstehender Torf	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Sohlenverbau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht feststellbar	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

4.2 Sohlenverbau

Steinschüttung	<input type="checkbox"/>
Massivsohle mit Sediment	<input type="checkbox"/>
Massivsohle, kein Sediment	<input type="checkbox"/>
kein Sohlenverbau	<input type="checkbox"/>

4.4 Besondere Sohlenstrukturen

viele	<input type="checkbox"/>
mehrere	<input type="checkbox"/>
zwei	<input type="checkbox"/>
eine	<input type="checkbox"/>
Ansätze	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>

4.3 Substratdiversität

sehr groß	<input type="checkbox"/>
groß	<input type="checkbox"/>
mäßig	<input type="checkbox"/>
gering	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>

BEWERTUNG der funktionalen Einheiten

Art/Verteilung der Substrate

Sohlenverbau

Σ

Wertzahl

Klasse

5.1 Uferbewuchs

Wald	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Galerie	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Röhricht	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
teilweise Wald, Galerie	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Gebüsch, Einzelgehölz	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Krautflur, Hochstauden	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Wiese, Rasen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Forst	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Galerie	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Gebüsch, Einzelgehölz	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Verbau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Erosion	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
naturbedingt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

5.2 Uferverbau

Lebendverbau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Steinschüttung/Steinwurf	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Holzverbau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Böschungsrasen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Pflaster, Steinsatz, unverfugt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
wilder Verbau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Beton, Mauer, Pflaster	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kein Uferverbau	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

5.3 Besondere Uferstrukturen

viele	<input type="checkbox"/>
mehrere	<input type="checkbox"/>
zwei	<input type="checkbox"/>
eine	<input type="checkbox"/>
Ansätze	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>

naturraumtypische Ausprägung

L R

naturraumtypischer Bewuchs

L R

Uferverbau

L R

Σ

Wertzahl

Klasse

6.1 Flächennutzung

Wald, bodenständig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
naturnahe Biotope	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Brache	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Grünland	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Wald, nicht bodenständig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Acker, Gärten, Nadelforst	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Park, Grünanlage	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bebauung mit Freiflächen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bebauung ohne Freiflächen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Flächenhafte Umfeldstruktur	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

6.2 Gewässerrandstreifen

flächenhaft Wald/Sukzession	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Gewässerrandstreifen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Saumstreifen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Nutzung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

6.3 Sonstige Umfeldstrukturen

Abgrabung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Fischteich	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
gewässerunverträgliche Anlagen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
befestigte Verkehrsanlagen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Anschüttung, Müllablagerung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Hochwasserschutzbauwerk	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Gewässerrandstreifen

L R

Vorland

L R

Σ

Wertzahl

Klasse

Zusammenfassende Bewertung der funktionalen Einheiten

1. Laufentwicklung	Wertzahl <input type="text"/>	Klasse <input type="text"/>
2. Längsprofil	Wertzahl <input type="text"/>	Klasse <input type="text"/>
4. Sohlenstruktur	Wertzahl <input type="text"/>	Klasse <input type="text"/>
Σ	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Ø	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Sohle		
3. Querprofil	Wertzahl <input type="text"/>	Klasse <input type="text"/>
5. Uferstruktur	Wertzahl <input type="text"/>	Klasse <input type="text"/>
Σ	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Ø	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Ufer		
6. Gewässerrandstreifen	Wertzahl <input type="text"/>	Klasse <input type="text"/>
Σ	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Ø	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Land		
Gesamt	Σ <input type="text"/>	Klasse <input type="text"/>

Name

Unterschrift

Güteklasse	1	2	3	4	5	6	7
Indexspanne	1 - 1,7	1,8 - 2,6	2,7 - 3,5	3,6 - 4,4	4,5 - 5,3	5,4 - 6,2	6,3 - 7

Anmerkungsbüchlein

Abbildung 32: Erhebungsbogen zur Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA 2000 (S. 2)

Tabelle 24: Probestellen

Legende

BuL	Bundesland: BB = Brandenburg, BE = Berlin, BW = Baden-Württemberg, BY = Bayern, HE = Hessen, MV = Mecklenburg-Vorpommern, NI = Niedersachsen, NW = Nordrhein-Westfalen, RP = Rheinland-Pfalz, SH = Schleswig-Holstein, SN = Sachsen, SL = Saarland, ST = Sachsen-Anhalt, TH = Thüringen; A = Österreich
PrSt-Abk	Probestellen-Abkürzung
PrStNr	Probestellen-Nummer
ÖR	Ökoregion nach Illies (1978): 4 = Alpen, 9 = Mittelgebirge, 14 = Norddeutsches Tiefland
MP-Typ	Makrophyten-Typ (vgl. Kapitel 6)
RefSt	1 = überprüfte Referenzstelle
Tiefe	mittlere Tiefenklasse (vgl. Kapitel 6)
Breite	mittlere Breite [m]
FließV	Fließgeschwindigkeit (vgl. Kapitel 6)
Beschattung	Beschattungsklassen (vgl. Kapitel 4)
GW	Grundwassereinfluss: 1 = Grundwassereinfluss bekannt, 2 = kein Grundwassereinfluss vermutet, 3 = Grundwassereinfluss zeitweise/unsicher
Jahr	Untersuchungsjahr
Beprob	Beprobung: 1 = ganzes Fließgewässer beprobt, 2 = nur Ufer beprobt
Länge	Abschnittslänge [m]
KS	Median der Säurekapazität pH 4,3 (vgl. Kapitel 6)
Härte	Maximalwert der Gesamthärte (vgl. Kapitel 6)
HP1 ... HP6	Bewertung der Hauptparameter (Strukturgütebewertung nach LAWA)
StruktG	Bewertungsergebnis der Gewässerstrukturgüte nach LAWA

BuL	Fließgewässer	Ort	Prst-Abk	PrStNr	ÖR	MP-Typ	RefSt	Tiefe	Breite	FließV	Be-schattg	GW	Jahr	Be-probg	Länge	KS	Härte	HP1	HP2	HP3	HP4	HP5	HP6	StruktG
BB	Dahme	bei Rietzneuendorf	dahme_riet	2430	14	TN		3	3	2	3		2001	1	50	3,20	3,40	7	7	7	6	5	5	6
BB	Havel	bei Mielow	havel_miel	2375	14	TNg		3	70	3	3		2001	2	100	2,90	3,30	4	4	5	4	2	7	4
BB	Nieplitz	bei Buchholz Wittbriezen	niepl_buch	2394	14	TN		3	12	2	2		2001	1	100			4	5	3	3	3	5	4
BB	Nuthe	bei Saarmund	nuthe_saarm	2385	14	TN		3	8	2	2		2001	2	100	3,25	3,30	7	6	7	6	5	6	6
BB	Pfefferfliess	w Stangenhagen oberhalb	pfeff_stang	25	14	TN		3	8	2	1		2001	1	100	3,10	3,20	3	5	4	3	3	5	4
BB	Plane	Addafließ bei	plane_addafl	26	14	TN		2	2,5	2	2		2001	1	100			4	4	2	2	4	2	3
BB	Stepenitz	Perleberg/Lübbow	step_perl	2354	14	TN		2	6	3	2		2001	1	100		3,20	2	3	4	2	3	4	3
BE	Havel	Berlin - Krug Horn	havel_berlin	2361	14	TNg		3	100	4	1		2001	2	100	3,00	3,40	6	6	5	6	6	4	5
BW	Alb	Marxzell	alb_marx	2442	9	MRS		1	3	5	3		2000	1	100	0,50	0,40	5	4	3	3	4	5	4
BW	Baierzer Rot	Rupprechts	bai_rot_rupp	739	9	MRK		2	1,5	5	1		2000	1	100	2,60	1,70	7	7	7	5	7	6	6
BW	Blau	Ehrenstein	blau_ehrenst	30	9	MP(G)		2	15	4	2	1	2000	1	100	5,30	3,20	7	4	5	2	7	7	5
BW	Blau	Arnegg	blau_arnegg	2439	9	MP(G)		2	15	3	2	1	2000	1	100	5,40	3,20	5	5	4	1	4	4	4

BuL	Fließgewässer	Ort	Prst-Abk	PrStNr	ÖR	MP-Typ	RefSt	Tiefe	Breite	Fließv	Be-schattg	GW	Jahr	Be-probg	Länge	KS	Härte	HP1	HP2	HP3	HP4	HP5	HP6	StruktG
BW	Brettach	Brettenfeld	brettach_brett	373	9	MP(G)		2	2	2	2		2000	1	100	6,60	4,60	3	5	4	5	5	4	4
BW	Brettach	Oberheimbach	brettach_ohb	440	9	MRK		1	5	4	5		2000	1	100	4,95	4,90	2	4	2	3	2	2	2
BW	Donau	Rechtenstein	don_recht	691	9	MRK		2	40	4	2		2000	2	100	4,80	3,00	5	6	7	5	5	5	5
BW	Donau	Nendingen	don_nend	2608	9	MRK		1	20	3	1		2001	1	60	2,50	2,30	7	7	4	6	7	6	6
BW	Fichtenberger Rot	oh Einmdg Schöntaler Bach	ficht_rot_schoent	420	9	MRK		2	4	4	5		2000	1	100	3,00	3,08	3	5	3	3	3	4	4
BW	Große Lauter	Marbach	gr_lauter_marb	550	9	MP(G)		2	3	4	1	1	2000	1	100	5,70	3,40	5	4	2	2	5	4	4
BW	Gruppenbach	Senzenberg	grupp_senz	434	9	MRK		1	2	3	4		2000	1	100	5,19	3,40	4	4	5	2	3	5	4
BW	Hochrhein	Waldshut-Tiengen	hochrhein_wt	886	9	MRK		3	70	5	4		2000	2	100	2,87	2,10	3	5	3	5	5	5	4
BW	Innerer Rhein	Niederhausen	i_rhein_nied	881	9	MP(G)		3	10	3	1	1	2000	1	100	3,40	2,90	5	5	2	3	5	5	4
BW	Kleiner Rhein	Niederhausen	kl_rhein_nied	878	9	MP(G)		3	9	3	3	1	2000	2	100	3,20	2,10	6	7	4	3	3	3	4
BW	Reisenbach	Gaimühle	reisenb_gaim	362	9	MRS		1	3	5	4		2000	1	100	0,50	0,50	3	4	3	4	5	5	4
BW	Schöntaler Bach	Hankersmühle (oh Zusammenfluß mit Fichtenberger Rot)	schoentb_hank	421	9	MRK		1	1	4	4		2000	1	100	4,00	2,80	5	4	2	2	4	4	4
BY	Aiterach	Salching	aiter_salch	2298	9	MRK		1		3	2		1998	1	80	5,40		6	5	5	6	6	5	6
BY	Altmühl	Thann	altm_thann	2289	9	MP(G)		2		1	1		1998	1	20		5,90	6	7	4	6	5	4	5
BY	Altmühl	Leising	altm_leis	2316	9	MP(G)		3		3	1		1998	1	60			4	4	3	3	3	5	4
BY	Ammer	Ettaler Mühle	ammer_ettal	2393	4	MRK	1	1	10	5	3		2000	1	100	5,10		2	5	4	2	3	3	3
BY	Aubach	Auberg	aub_auberg	1093	9	MRS		1	3	3	4		2000	1	100	0,20	0,40	3	5	2	3	4	4	3
BY	Aufseß	Doos	aufs_doos	2	9	MP(G)		2		3	2	3	1998	1	50	6,19	3,74	6	4	3	3	4	3	4
BY	Baunach	Bundorf	baunach_bund	138	9	MP(G)		2	1,5	3	3		2000	1	100	5,06	7,08	5	5	6	5	6	7	6
BY	Chamb	Eschkam	chamb_eschl	805	9	MRS		2	1,5	4	1		2000	1	100			7	7	5	5	6	6	6
BY	Chodenangl	Rittsteig	choden_ritt	239	9	MRS	1	1	1	4	2		2000	1	100	0,51	0,43	3	2	2	2	5	3	3
BY	Dachsgraben	Wegbr. über DB	dachsg_weg	50	9	MRK		1	1	3	4		2000	1	100	3,49	3,39	2	4	4	3	1	3	3
BY	Donau	Dilligen	don_dlg	172	9	MP(G)		3		2	1		1998	2	35	4,10		7	7	4	7	6	6	6
BY	Donau	Klösterl	don_kloest	227	9	MRK		3	60	4	1		2000	2	100			1	5	5	3	3	4	4
BY	Donau	KW Geisling	don_geisl	2405	9	Mg		3	100	2	2		2000	2	100			7	7	7	6	6	3	6
BY	Donau	PA-Kachlet	don_pa	2406	9	Mg		3	80	4	1		2000	2	100			7	6	5	6	6	7	6
BY	Eger	Voitsumra	eger_voit	38	9	MRS		1	1	4	5		2000	1	100	0,10		2	2	2	1	3	6	3
BY	Ellenbach	KA Eußenhausen	ellenb-euss	140	9	MRK		1	0,5	4	1		2000	1	100	5,17	3,88	6	6	5	3	6	6	5
BY	Elsava	oh Mdg Aalenbach	elsava_aalen	143	9	MRS		1	2	5	2		2000	1	100	0,32	0,43	7	7	5	6	6	5	6
BY	Forellenbach	Kronau	forellenb_kro	77	9	MRS		1	1	4	5		2000	1	100	0,03	0,50	1	2	5	2	2	4	3

BuL	Fließgewässer	Ort	Prst-Abk	PrStNr	ÖR	MP-Typ	RefSt	Tiefe	Breite	Fließv	Be-schattg	GW	Jahr	Be-probg	Länge	KS	Härte	HP1	HP2	HP3	HP4	HP5	HP6	StruktG
BY	Freybach	Eschlkam	freyb_eschl	209	9	MP(G)		2	6	2	2		2000	1	100	0,84	0,70	2	6	5	3	4	4	4
BY	Gebenbach	Godlricht	gebenb_godl	78	9	MRK		1	1	2	2		2000	1	100	2,15	2,22	7	7	6	6	6	5	6
BY	Gollach	KA Aub	gollach_aub	147	9	MRK		1	5	4	5		2000	1	100	6,45	6,34	3	5	3	3	2	4	3
BY	Grasenseer Bach	oh Mdg in Rott	grasens_b_rott	183	9	MP(G)		2	3	3	3		2000	1	100	2,60		2	5	2	1	3	2	2
BY	Große Laber	Schoenach	gr_laber_schoen	79	9	MP(G)		2		3	1		1998	1	100			5	5	6	2	4	5	5
BY	Große Ohe	Schönberg-Stadlmühle	gr_ohe_schoenb	4	9	MRS		2	4	4	4		2000	1	100	0,23	0,20	3	2	3	1	3	3	3
BY	Hengersberger Ohe	Niederaltaich	heng_nied	3	9	MP(G)		2		2	1		1998	1	100			5	4	6	5	6	4	5
BY	Hopfenbach	Eschlkam	hopf_eschl	804	9	MP(G)		2	2,5	3	1		2000	1	100	1,05	1,04	5	6	6	6	6	5	5
BY	Hopfensee-Achen	Hopfen (Zufluss Hopfensee)	hopfens_ach	10	9	MP(G)		3		2	1		1998	1	80	6,31	3,47	4	6	4	3	2	5	4
BY	Iller	Krugzell	iller_krugz	2325	9	MRK		3	50	4	1		1998	2	50	3,59		6	4	4	4	5	5	5
BY	Ilm	Eichelberg	ilm_eichelb	56	9	MRK		2	8	4	3		2000	1	100		3,20	5	5	4	3	5	5	5
BY	Ilm	Nötting	ilm_noetting	219	9	MP(G)		2		3	1	2	1998	1	100			6	7	7	6	5	5	6
BY	Ilm	Jetzendorf (Br. Volkersdorf)	ilm_jetz	2314	9	MP(G)		2		3	1		1998	1	50			6	7	6	5	6	4	5
BY	Inn	Panzerfurt	inn_panzer	57	4	MRK		3	100	4	1		2000	2	100			6	6	5	7	7	5	6
BY	Inn	Wasserburg	inn_wasser	184	9	MRK		3	70	4	2		2000	2	100			5	5	6	6	6	7	6
BY	Isar	Vorderriss	isar_vord	918	4	MRK		2	200	6	1		2000	1	100	3,30	2,30	1	3	1	1	1	2	1
BY	Isar	Baierbrunn	isar_baierbr	2398	9	MRK		2	70	5	1		2000	2	50			4	3	2	1	1	1	2
BY	Isar	Landshut	isar_la	2407	9	MP(G)		3	30	4	1		2000	2	100			5	5	5	5	4	3	4
BY	Jägershofer Bach	Jägershof vor Mdg	jaeg_b_jaeg	806	9	MRS		1	0,5	4	2		2000	1	100	1,15	0,89	6	6	6	5	6	5	5
BY	Kahl	Weibersbach Krumbach	kahl_weib	149	9	MRS		2	6	4	4		2000	1	100			6	5	5	4	4	4	5
BY	Kammel	Niederraunau	kammel_niederr	2330	9	MRK		1		4	2		1998	1	15	4,90	3,00	6	4	3	3	3	6	4
BY	Kleine Vils	Diemannskirchen	kl_vils_diem	2339	9	MP(G)		3		1	2		1998	1	40			3	5	2	5	5	6	4
BY	Lauterbach	(3 Holzpflocke)	lauterbach	909	4	MP(G)	1	3	4	4	1	1	2000	1	100			5	5	4	3	2	1	3
BY	Lech	Landsberg Pegel	lech_ll	2434	9	MRK		3	50	4	1		2000	2	100			6	6	6	6	4	3	5
BY	Loisach	Garmisch	lois_gap	2435	4	MRK		2	15	5	2		2000	1	100	3,40		3	4	5	1	4	5	4
BY	Main	HMS Mutterbett uh Rothwinder Mühle	main_rothw	108	9	MP(G)		2	12	1	2		2000	1	100	2,25		2	4	4	5	5	4	4
BY	Main	Kahl	main_kahl	2402	9	MRK		3	60	4	1		2000	2	100	3,67		6	6	5	6	5	4	5

BuL	Fließgewässer	Ort	Prst-Abk	PrStNr	ÖR	MP-Typ	RefSt	Tiefe	Breite	Fließv	Be-schattg	GW	Jahr	Be-probg	Länge	KS	Härte	HP1	HP2	HP3	HP4	HP5	HP6	StruktG	
BY	Mühlberger Ach (Ablauf)	Füssen / Bannwaldsee	muehlb_ach_fue	9	9	MP(G)		2		3			1998	1	80	3,84	2,02	7	6	5	3	4	4	5	
BY	Naab	Unterköblitz	naab_ukoobl	2287	9	MP(G)		2		3			1998	1	60			3	3	6	5	5	6	5	
BY	Naab	Münchshofen	naab_muench	2288	9	MP(G)		3		4			1998	1	60			5	4	2	3	3	3	3	
BY	Nassach	Lendershausen	nassach_lend	155	9	MRK		1	2	2			2000	1	100	6,94	5,12	4	6	4	5	3	5	5	
BY	Nüschwiesengraben	oh Einmdg Bach aus Günthersbühl	nueschwiesengr	128	9	MRK		1	0,5	2			2000	1	100	3,80	3,20	7	5	7	6	6	4	6	
BY	östl. Günz	Moosmühle	oe_guenz_moosm	11	9	MRK		1		3			1998	1	50	5,60		6	5	4	6	3	7	5	
BY	Paar	Manching B16	paar_man	7	9	MP(G)		3		3		2	1998	1	60		3,52	7	7	4	7	4	6	6	
BY	Pegnitz	Michelfeld	pegnitz_michel	2341	9	MP(G)		2		2		5	1998	2	15	2,58	9,00	2	3	3	5	4	2	3	
BY	Pfatter	Flickermühle	pfatter_flickerm	84	9	MP(G)		2	3	3		2	2000	1	100	5,55	4,28	7	7	7	5	5	3	6	
BY	Regnitz	Fürth / Hüttendorf	regnitz_fuerth	131	9	MP(G)		3		3		1	1998	1	100			5	5	6	5	4	3	5	
BY	Rott	Ruhstorf	rott_ruhst	71	9	MRK		2	10	4		2	2000	1	100			7	4	4	1	4	2	4	
BY	Sächsische Saale	Joditz	s_saale_jod	2312	9	MP(G)		2		2		2	1998	1	100			5	6	3	5	4	5	5	
BY	Salzach	Laufen	salzach_laufen	2399	9	MRK		3	35	5		1	2000	2	100	2,37		3	3	4	5	4	6	4	
BY	Schambach	Hexenagger	schamb_hexen	2334	9	MP(G)		2		3		1	1998	1	100			2	4	3	2	4	1	2	
BY	Schliittbach	(Wessobrunn)	schliitt_wesso	923	9	MRK		1	2	4		5	2000	1	100	4,40	3,10	1	2	1	1	1	7	2	
BY	Schondra	Papiermühle	schondra_papier	215	9	MP(G)		2	3	2		3	2000	1	100	0,95	0,96	3	5	3	3	2	4	3	
BY	Schonzbach	Eschlkam	schonz_eschl	803	9	MRS		1	0,5	4		1	2000	1	100	1,00	1,12	7	6	6	5	7	5	6	
BY	Schrannenbach	oh B16 (Münchsmünster)	schrannenb_mue	226	9	MRK		1	1	3		4	2000	1	100	3,56	2,50	2	1	2	1	3	6	3	
BY	Schutter	Wolkertshofen	schutt_wolk	2400	9	MP(G)		2		3		4	1998	1	25			7	7	5	6	6	5	6	
BY	Schwarzach	Warnbach Höhe	schwarzach_warnb	89	9	MP(G)		2		3		1	1998	1	100			1	1	2	4	2	5	3	
BY	Schwarzach	Jagdschlößchen	schwarzb_jagd	33	9	MRS		1	2	4		4	2000	1	100	0,31	0,33	2	1	4	2	1	3	2	
BY	Schwarzach	(Krumlengensfeld)	schwarzb_krum	90	9	MRK		1	1	2		3	2000	1	100	2,30	2,90	6	7	7	5	6	6	6	
BY	Schwarzer Regen	(Bärmannsried)	schw_regen_baer	178	9	MRS		2	12	5		1	2000	1	100			1	1	2	1	1	3	2	
BY	Schweinaab	Herzogspitz	schwein_herzog	195	9	MRS		1	1,5	3		5	2000	1	100	0,12	1,40	1	3	2	1	3	6	3	
BY	Speckkahl	Sommerkahl	speckkahl_somm	218	9	MRS		1	2,5	4		3	2000	1	100	0,12	0,29	2	1	2	1	2	5	2	
BY	südl. Aurach (Rednitzzufluß)	Lohmühle b. Roth	s_aurach_lohm	2342	9	MP(G)		2		3		2	3	1998	1	100	2,93	2,40	5	5	3	3	5	5	4
BY	Sulz	Berching	sulz_berch	2347	9	MP(G)		2		2		3	2	1998	1	60	3,15	3,50	5	4	6	4	4	2	4
BY	Teufelsbach	Finsterau	teufel_finst	243	9	MRS		1	2	4		3	2000	1	100	0,13	0,10	1	1	3	2	5	1	2	
BY	Tiroler Achen	Staudach	tir_achen_staud	60	9	MRK	1	2	30	5		1	2000	1	100			5	6	5	6	6	7	6	

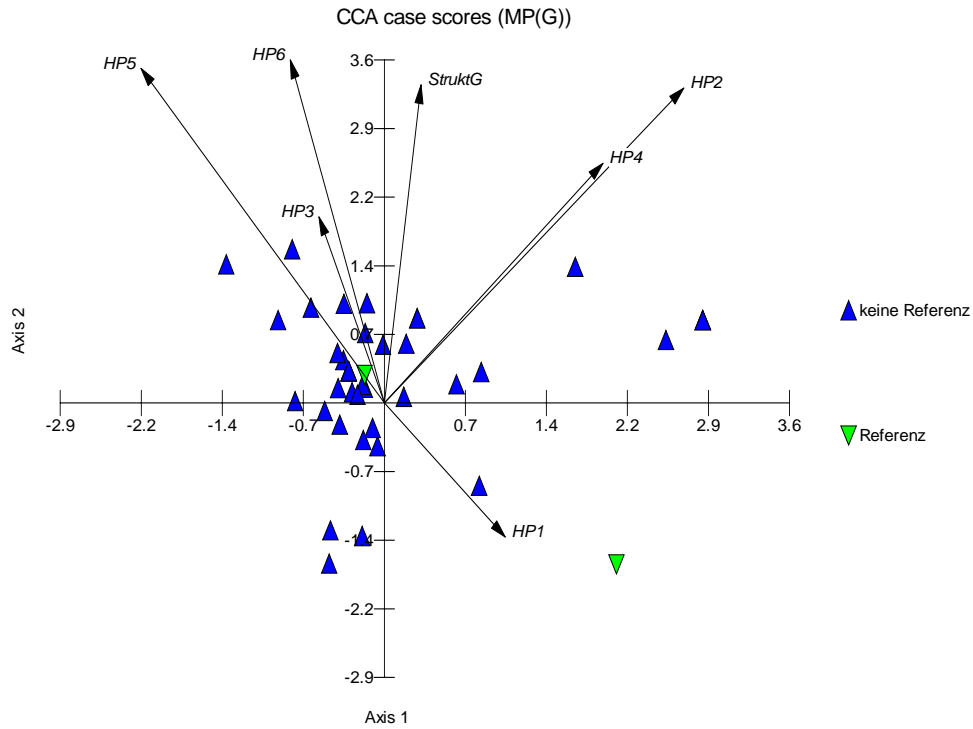
BuL	Fließgewässer	Ort	Prst-Abk	PrStNr	ÖR	MP-Typ	RefSt	Tiefe	Breite	Fließv	Be-schattg	GW	Jahr	Be-probg	Länge	KS	Härte	HP1	HP2	HP3	HP4	HP5	HP6	StruktG
BY	Verlorener Bach	Winkl	verl_b_winkl	2432	9	MRK		2	5	4	4		2000	1	100	6,40	3,80	6	6	4	5	5	6	5
BY	Vils	Dietldorf	vils_dietl	1	9	MP(G)		2		3	1		1998	1	80			6	4	4	4	4	4	4
BY	Vils	Vilseck	vils_vilseck	96	9	MP(G)		2	6	3	1		2000	1	100	1,92	1,39	7	7	6	5	6	5	6
BY	Wertach	Ettringen	wert_ettr	175	9	MP(G)		2		2	2		1998	2	20	4,60		7	7	5	7	5	6	6
BY	Wilde Rodach	Bischofsmühle	w_rod_bischof	14	9	MRS		1	1,5	4	2		2000	1	100	0,53	0,65	5	4	3	3	6	5	4
BY	Wilde Rodach	Dorschenmühle	w_rod_dorsch	15	9	MRS		1	2,5	4	3		2000	1	100	0,78	0,76	5	3	3	3	4	6	4
BY	Wolfensteiner Ohe	Ringelai	wolf_oh_ringel	212	9	MRS		2	8	6	4		2000	1	100	0,24	0,20	2	1	2	1	1	3	2
BY	Wondreb	Schloppach Br. oh Einmdg	wondreb_schlopp	97	9	MRS		1		4	3		1998	1	50	0,69		3	3	6	4	4	6	4
BY	Wörnitz	Sulzach	woern_sulz	135	9	MP(G)		2	15	2	1		2000	1	100	3,57	3,70	2	6	4	4	6	4	4
BY	Würm	BAB 96 Lochham	wuerm_lochh	61	9	MRK		2	6	4	3		2000	1	100			6	5	3	3	4	4	4
BY	Würm	Mühltal	wuerm_muehl	223	9	MRK		2	8	4	3		2000	1	100			3	4	3	1	4	5	3
BY	Zaubach	Stadtsteinach	zaubach_ststein	122	9	MRK		1	2	3	5		2000	1	100	5,15	5,00	6	5	6	5	6	7	6
BY	Zenn (Regnitzzufluß)	Fürth / Vach	zenn_vach	12	9	MP(G)		3		3	2	3	1998	1	100	5,62	5,50	2	4	6	5	4	5	4
HE	Fulda	Bronnzell	fulda_bronnz	2149	9	MRS		2	8	3	3		2000	1	100	0,79	2,30	4	5	3	3	4	3	4
HE	Fulda	Rotenburg Hannoversch	fulda_rotenb	2383	9	MP(G)		3	20	3	1		2000	2	50	1,55	1,40	4	5	6	5	5	6	5
HE	Fulda	Münden	fulda_hann	2384	9	Mg		3	50	3	1		2000	2	100	1,34	1,40	7	6	6	5	5	5	5
HE	Kerkerbach	Heckholzhausen	kerker_heck	2142	9	MP(G)		2	2,5	3	5		2000	1	100	1,43	1,20	3	4	2	3	4	4	3
HE	Lüder	Kleinlüder	lueder_kleinl	2161	9	MRS		1	2,5	4	2		2000	1	50	0,55	0,50	5	3	2	3	3	3	3
HE	Lüder	Zahmen	lueder_zahm	2163	9	MRS		2	2,5	4	1		2000	1	80	0,44	0,40	3	2	2	3	3	4	3
HE	Lüder	Crainfeld	lueder_crain	2165	9	MP(G)		2	1	3	3		2000	1	100	0,39	0,40	5	5	4	2	3	5	4
MV	Duvenbaek	bei Kluis auf Ruegen	duev_kluis	2355	14	TN		1	1,5	2	3		2001	1	100	4,95		3	7	5	3	6	6	5
MV	Hellbach	Tessmannsdorf	hellb_tess	582	14	TN		2	6	3	2		2001	1	100			4	5	4	3	3	2	4
MV	Kronhorster Trebel	bei Grimmen Serrahn	kronh_grim	2357	14	TR		1	2,5	3	2		2001	1	100			7	6	6	2	5	3	5
MV	Nebel	(Kuchelmiss) Ahrenshagen	nebel_serrh	590	14	TN		2	10	3	5		2001	1	100			5	7	3	6	2	3	4
MV	Nebel	(Koppelow) Dobbin	nebel_ahrensh	591	14	TN	1	2	6	3	4		2001	1	100		2,60	4	4	3	1	3	3	3
MV	Nebel	(Walkmoehl)	nebel_dobbin	593	14	TN		2	4	2	3		2001	1	100		3,10	6	5	3	4	5	3	4

BuL	Fließgewässer	Ort	Prst-Abk	PrStNr	ÖR	MP-Typ	RefSt	Tiefe	Breite	FließV	Be-schattg	GW	Jahr	Be-probg	Länge	KS	Härte	HP1	HP2	HP3	HP4	HP5	HP6	StruktG
MV	Nebel	bei Hoppenrade, Kölln	nebel_hopp	2411	14	TN		2	4	3	3		2001	1	100			2	5	3	4	5	1	4
MV	Recknitz	Marlow	recknitz_marl	589	14	TN		3	20	2	1		2001	2	100		5,00	6	7	3	5	5	3	5
MV	Warnow	Durchbruchstal bei Gross Goernow	warnow_durch	2422	14	TR		2	20	4	2		2001	1	100	3,80	3,30	1	3	1	1	1	1	1
NI	Elbe	Schnackenburg	elbe_schnak	1028	14	TNg		3	100	3	1		2001	2	100		3,70	3	4	6	5	4	3	4
NI	Hase	bei Purenkamp uh Verteilerbauwerk Schaeferhof, oh Einlauf Duemmer See	hase_pur	2387	14	TN		3	10	2	1		2001	1	100		2,60	7	7	7	3	5	4	6
NI	Hunte	bei Huntlosen	hunte_schaefer	2389	14	TN		3	12	1	2		2001	2	100		2,80	4	6	6	5	5	5	5
NI	Hunte	bei Huntlosen	hunte_hunt	2429	14	TN		3	20	3	2		2001	2	100			7	5	6	6	5	6	6
NI	Lachte	Steinhorst	lachte_steinh	1042	14	TR		1	5	3	4		2001	1	30		0,68	5	5	5	1	5	5	5
NI	Oertze	Stedden	oertze_stedd	1039	14	TR		2	15	4	3		2001	1	100		0,69	5	4	2	2	2	1	3
NI	Oker	Probsteiburg	oker_probst	1012	9	MRS		1	10	4	2		2001	1	100		1,20	5	6	2	2	3	4	4
NI	Schunter	Hondelage	schunt_hond	1023	14	TN		2	6	3	2		2001	1	100		4,70	6	4	6	5	6	3	5
NI	Weser	Uesen	weser_uesen	1045	14	TNg		3	100	4	1		2001	2	100		3,90	7	6	6	3	5	4	5
NI	Wietze	Wieckenberg	wietze_wieck	1041	14	TR		1	9	3	2		2001	1	100		2,70	5	5	3	3	2	1	3
NI	Wuemme	Lauenbrueck (Wuemme 3)	wuemme_lau	1103	14	TR		1	6	3	4		2001	1	100		1,20	4	6	4	3	5	6	5
NI	Wuemme	Suedarm	wuemme_sued	1115	14	TN		3	8	3	2		2001	1	100		1,40	5	6	6	3	3	5	5
NI	Wuemme	oh Schessel (Wuemme 5) Nordarm	wuemme_schess	2217	14	TN	1	2	7	3	2		2001	1	100		1,20	5	4	2	2	5	2	3
NI	Wuemme	(Wuemme 14)	wuemme_nord	2218	14	TN		1	2	2	2		2001	1	100		1,49	6	7	3	6	4	3	5
NW	Ahse	oh. KA Lohne	ahse_lohne	678	14	TR		2	4	5	4		2001	1	100	5,20		6	5	6	3	6	6	5
NW	Ahse	bei Lippetal	ahse_lippe	789	14	TR		1	5	3	4		2001	1	100	5,30		3	5	3	5	2	2	3
NW	Alme	bei Niederalme Be 17 uh Varlarer Mhib.	alme_nied	2412	9	MRK		2	4	4	4		2001	1	100	4,60		4	5	3	5	2	4	4
NW	Berkel	bei Wassenberg (Grenzbach zu Niederlande)	berkel_varl	663	14	TN		2	5	3	3		2001	1	50	5,21	3,70	6	5	6	3	5	3	5
NW	Bosbeek	bei Wassenberg (Grenzbach zu Niederlande)	boosb_wass	2413	14	TR		1	0,5	3	4		2001	1	100	0,21	0,60	3	6	2	5	1	1	3

BuL	Fließgewässer	Ort	Prst-Abk	PrStNr	ÖR	MP-Typ	RefSt	Tiefe	Breite	Fließv	Be-schattg	GW	Jahr	Be-probg	Länge	KS	Härte	HP1	HP2	HP3	HP4	HP5	HP6	StruktG
NW	Eifelrur	oh Rurstausee bei Dedenborn	eifelrur_rurst	2417	9	MRS		2	10	4	3		2001	1	100	0,45	0,50	2	2	2	2	2	3	2
NW	Eltingmuehlenbach	bei Greven	eltingmb_grev	791	14	TN		2	5	3	4		2001	1	100	3,43	2,60	1	4	3	1	1	1	2
NW	Fuerwiggebach	Zulauf zur Fuerwiggetalsperre oh. Brilon-Wald bei Brilon	fuerwb	2424	9	MRS		1	1	4	4		2001	1	100	0,16	0,40	1	5	3	2	4	2	3
NW	Hoppecke	bei Haus Brilon	hoppecke_brilon	679	9	MRS		1	3	4	4		2001	1	100	0,63		4	4	3	2	2	3	3
NW	Issumer Fleuth	Langendonk vor HMHeK2	issum_lang	2174	14	TN		2	5	2	1		2001	1	100	3,16	3,30	6	5	4	6	7	5	6
NW	Kettbach	Heubach	kettb_heub	664	14	TR		1	2	3	1		2001	1	100	2,00	1,80	5	5	5	3	6	2	4
NW	Loermecke	am Hohlen Stein bei Warstein	loerm_warst	681	9	MRS		1	4	4	1		2001	1	100	0,22		5	4	2	3	4	3	4
NW	Niers	bei Goch	niers_goch	2419	14	TN		3	12	3	2		2001	2	100	3,09	3,80	3	3	6	3	5	5	4
NW	Olef	oh Olef Talsperre bei Bimmen, Grenze zu Niederlanden	olef_tal	2418	9	MRS	1	1	2	4	4		2001	1	100	0,29	0,30	2	3	2	2	3	5	3
NW	Rhein	(Flkm 865)	rhein_bimm	2431	14	TNg		3	300	5	1		2001	2	100			5	4	5	5	5	4	5
NW	Schaagbach	bei Wassenberg	schaagb_wass	2414	14	TR		1	1	3	3		2001	1	100	1,15	1,30	4	5	3	3	6	5	5
NW	Sevelner Landwehrbach	oh. Gelderner Fleuth	seveln_geld	2176	14	TR		1	2	3	1		2001	1	100	2,84	2,40	7	7	4	5	6	6	6
NW	Steuer	bei Olfen	steuer_olf	2415	14	TN		2	18	1	1		2001	1	100	4,84	4,00	5	5	2	3	4	6	4
RP	Mosel	oh Saar-Mdg (Trier-Konz)	mosel_trier	993	9	Mg		3	70	4	1		2000	2	100	3,30	5,40	5	5	5	6	6	4	5
RP	Wieslauter	oh Hinterweidenthal	wiesl_hinterw	996	9	MRS	1	2	2	4	4		2000	1	100	0,30	0,20	5	4	4	3	4	4	4
SH	Bille	oestl. Sachsenwaldau nordoestl.	bille_sachs	1061	14	TN		2	15	3	5		2001	1	100	2,86	2,50	4	6	2	2	2	2	3
SH	Buenzau	Sarhhusen	buenzau_sarl	1075	14	TN		2	6	3	2		2001	1	100	2,39	2,10	5	5	5	3	5	4	5
SH	Gieselau	nordwestl. Beldorf	gieselau_beld	1067	14	TR		1	3	3	1		2001	1	100	1,63	1,60	2	4	4	2	6	5	4
SH	Heilsau	bei Heidekamp	heilsau_heidek	1076	14	TN		2	3,5	2	3		2001	1	100	5,42	4,10	6	7	3	6	5	2	5
SH	Hellbach	oestl. Grambek	hellb_gramb	1062	14	TN		2	5	3	4		2001	1	100	3,28	2,50	3	5	3	4	2	3	3
SH	Muehlenau	bei Koehn uh Auslauf Selenter	muehl_koehn	2392	14	TN		2	4	2	2		2001	1	100	3,18	3,20	6	7	5	3	3	3	4

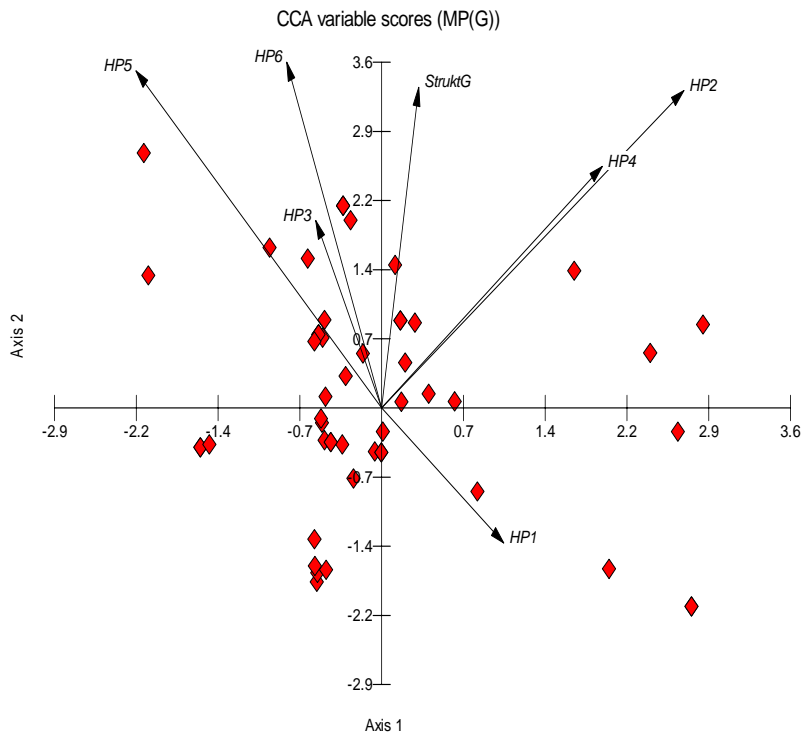
BuL	Fließgewässer	Ort	Prst-Abk	PrStNr	ÖR	MP-Typ	RefSt	Tiefe	Breite	FließV	Be-schattg	GW	Jahr	Be-probg	Länge	KS	Härte	HP1	HP2	HP3	HP4	HP5	HP6	StruktG
		See																						
SH	Muehlenau (Iselbek)	noerdl. Hohenhoern	muehl_hohen	1070	14	TR		1	2,5	3	3		2001	1	100	1,63	1,60	2	6	4	2	6	4	4
SH	Muehlenbarbeker Au	suedl. Muehlenbarbek	mueh1b_muehlenb	1077	14	TN		2	5	2	1		2001	1	100	1,30	1,40	6	6	7	2	6	6	6
SH	Schwentine	bei Raisdorf	schwenti_rais	2426	14	TR		2	12	4	3		2001	1	100	2,88	2,00	5	5	2	1	2	3	3
SH	Sorge	westl. Koenigshuegel	sorge_koen	1053	14	TN		2	10	3	1		2001	2	100	2,87	2,40	3	5	2	5	5	3	4
SH	Stoer	bei Padenstedt	stoer_pad	1058	14	TR		2	8	4	3		2001	1	100	3,15	2,50	7	4	5	3	5	5	5
SH	Treene	bei Tuedal	treene_tued	1047	14	TR		2	5	4	1		2001	1	50	3,30	2,60	3	4	4	3	5	2	4
SH	Treene	bei Eggebek	treene_egg	1048	14	TN	1	2	4	3	2		2001	1	100	3,28	2,60	6	6	3	6	6	5	5
SH	Treene	norddoestl. Sollerup	treene_no_soll	1049	14	TN	1	2	5	3	1		2001	1	100	3,28	2,60	3	5	3	3	3	4	3
SH	Treene	bei Sollerup	treene_soll	1050	14	TN		2	5	3	1		2001	1	100	3,17	2,50	5	6	3	5	5	5	5
SH	Treene	bei Sollbrueck	treene_sollbr	1051	14	TN		2	8	3	1		2001	1	100	3,15	2,50	5	6	5	5	5	4	5
SH	Treene	bei Goosholz nordwestl.	treene_goos	1055	14	TN		2	15	3	2		2001	1	100	3,13	2,40	5	7	2	6	5	2	4
SH	Wehrau	Katenstedt	wehrau_kat	1063	14	TN		2	4	3	2		2001	1	100	2,74	2,10	3	5	4	2	6	3	4
SL	Saar	Fremersdorf	saar_frem	2379	9	Mg		3	50	4	1		2000	2	100	3,09	3,20	7	7	7	6	6	7	7
SN	Flöha	Oberneuschönberg	floeha_obern	2371	9	MRS	1	1	7	4	2		2000	1	40	0,35	0,69	2	3	3	3	4	4	3
SN	Freiberger Mulde	Berthelsdorf	fr_mulde_berth	2374	9	MRS		1	10	4	3		2000	1	100	0,48	0,84	4	4	6	3	4	3	4
SN	Mordgrundbach	Bahratal	mord_bahra	756	9	MRS		1	2,5	3	3		2000	1	100	0,27		4	4	3	3	5	2	4
SN	Neugraben	Rietschen	neugr_riet	761	14	TN		1	2	2	3		2000	1	100	1,20	2,02	5	5	3	1	6	6	4
SN	Pulsnitz	Naundorf	puls_naun	783	14	TR	1	2	4	4	2		2000	1	100	0,92	1,61	1	5	3	2	2	1	2
SN	Zschopau	Crottendorf	zschop_crott	2372	9	MRS		1	2	4	4		2000	1	100	0,20	0,37	4	3	5	3	5	4	4
SN	Zschopau	Ringethal	zschop_ring	2373	9	MP(G)		3	10	3	1		2000	2	100	0,67	1,02	2	4	6	5	4	6	4
SN	Zwickauer Mulde	Schlunzig	zw_mulde_schlunz	2376	9	MRS		2	10	4	1		2000	1	100	0,90	2,28	6	5	5	3	6	5	5
ST	Bode	Stassfurt Bahnhof	bode_stass	817	14	TN		3	15	3	1		2001	1	100	2,80	5,50	5	5	2	5	5	3	4
ST	Bode	Hadmersleben	bode_had	2363	14	TN		3	12	3	2		2001	2	100	3,10	5,90	6	6	6	5	5	3	5
ST	Ilse	Rimbeck	ilse_rim	821	9	MRK		1	5	3	2		2001	1	100	2,60	3,80	3	5	5	5	5	6	5

BuL	Fließgewässer	Ort	Prst-Abk	PrStNr	ÖR	MP-Typ	RefSt	Tiefe	Breite	FließV	Be-schattg	GW	Jahr	Be-probg	Länge	KS	Härte	HP1	HP2	HP3	HP4	HP5	HP6	StruktG
TH	Apfelstädt	Tambach-Dietharz	apfelst_tamb	835	9	MRS		1	5	4	4		2000	1	100	0,49		6	4	3	4	4	5	4
TH	Badewasser	Hörselgau	badew_hoers	2370	9	MRK		1	3	3	1		2000	1	100	4,44	5,80	5	5	7	7	7	7	6
TH	Ilm	Ilmenau	ilm_ilmenau	2096	9	MRS		2	4	4	4		2000	1	100	0,42	0,50	5	3	6	2	4	7	4
TH	Ilm	Dienstedt	ilm_dienst	2100	9	MRK		1	4	4	3		2000	1	100	1,90	2,70	4	5	2	4	5	4	4
TH	Ilm	Mellingen	ilm_mell	2103	9	MP(G)		2	6	3	4	1	2000	1	100		4,50	5	3	4	3	4	3	4
TH	Ilm	Niedertrebra (verbaut)	ilm_nied2	2107	9	MRK		2	6,5	4	3		2000	1	80	3,02	10,40	7	5	5	3	5	4	5
TH	Schilfwasser	Friedrichroda	schilfw_fried	2369	9	MRK		1	2,5	4	2		2000	1	100	1,98	2,30	4	7	7	6	5	6	6
TH	Ulster	Unterebreizbach	ulster_ubreizb	834	9	MRK		2	8	4	2		2000	1	100	3,64	4,30	5	3	5	2	5	3	4
TH	Wilde Gera	Lindenberg	w_gera_graef	2367	9	MRS		1	3	4	4		2000	1	100	0,58	0,90	3	2	3	1	5	5	3
TH	Zahme Gera	Arlesberg	z_gera_geschw	826	9	MRS		1	3	4	3		2000	1	100	0,40	0,40	3	4	2	2	5	5	3



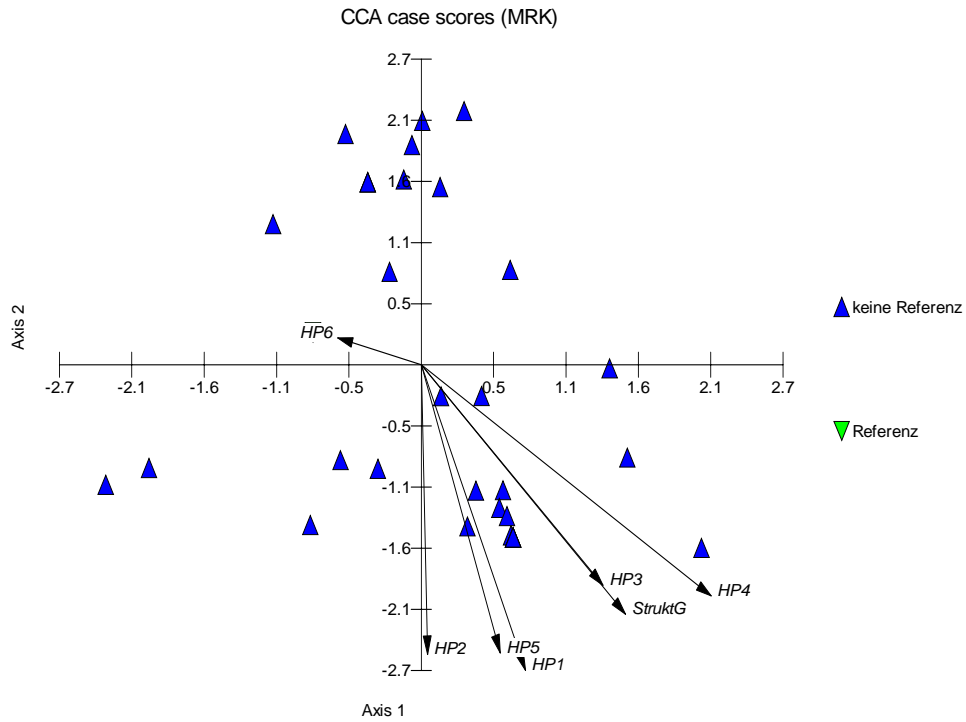
Vector scaling: 7,50

Abbildung 33: Helophyten und Hauptparameter der Strukturgüte: Fließgewässer-Typ MP(G), CCA-Scatterplot (Probestellen)



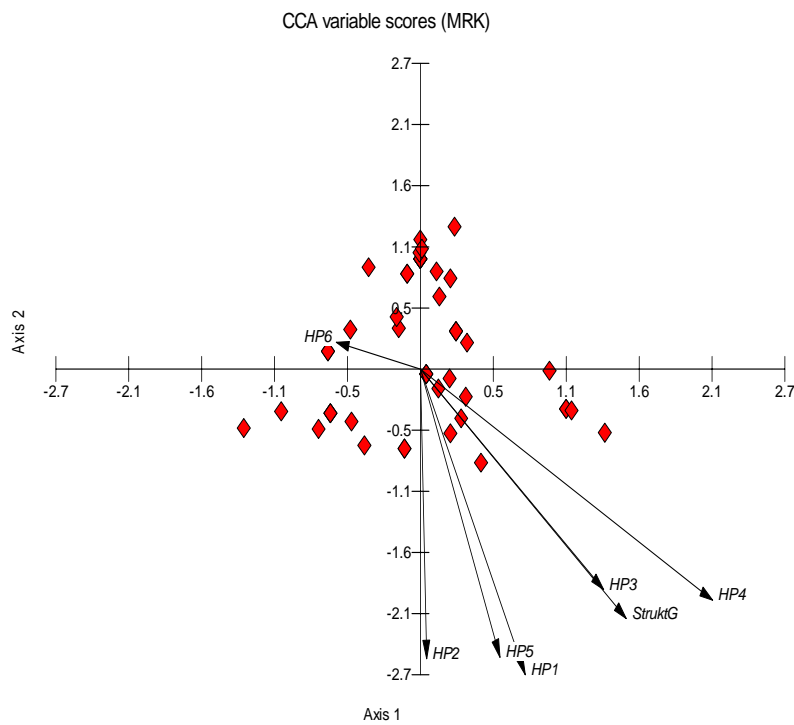
Vector scaling: 7,50

Abbildung 34: Helophyten und Hauptparameter der Strukturgüte: Fließgewässer-Typ MP(G), CCA-Scatterplot (Arten)



Vector scaling: 3.25

Abbildung 35: Helophyten und Hauptparameter der Strukturgüte: Fließgewässer-Typ MRK, CCA-Scatterplot (Probestellen)



Vector scaling: 3.25

Abbildung 36: Helophyten und Hauptparameter der Strukturgüte: Fließgewässer-Typ MRK, CCA-Scatterplot (Arten)

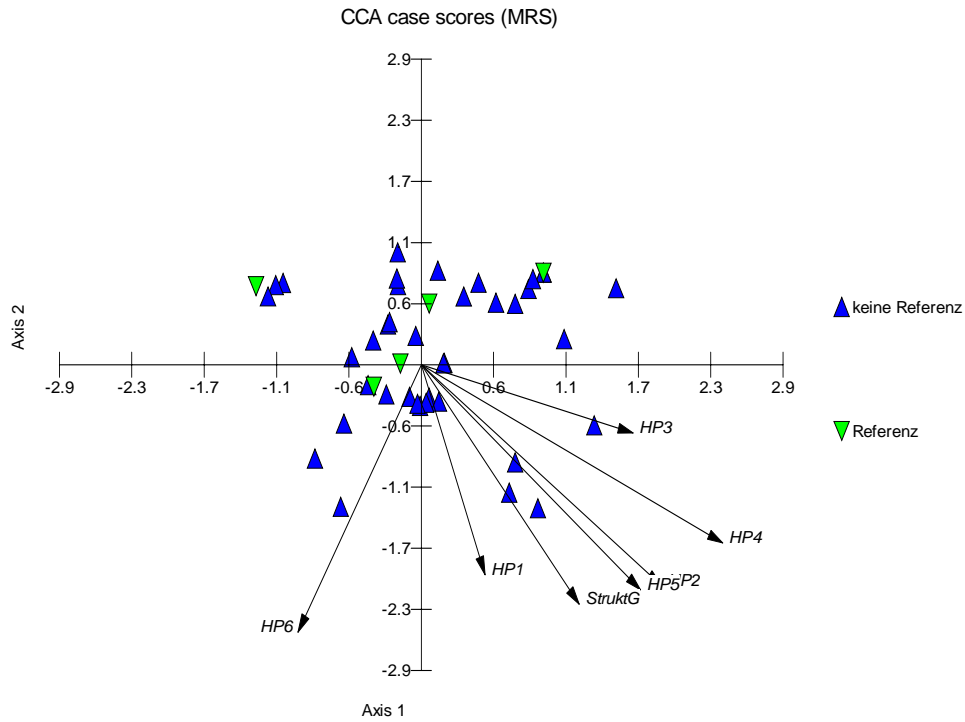


Abbildung 37: Helophyten und Hauptparameter der Strukturgüte: Fließgewässer-Typ MRS, CCA-Scatterplot (Probestellen)

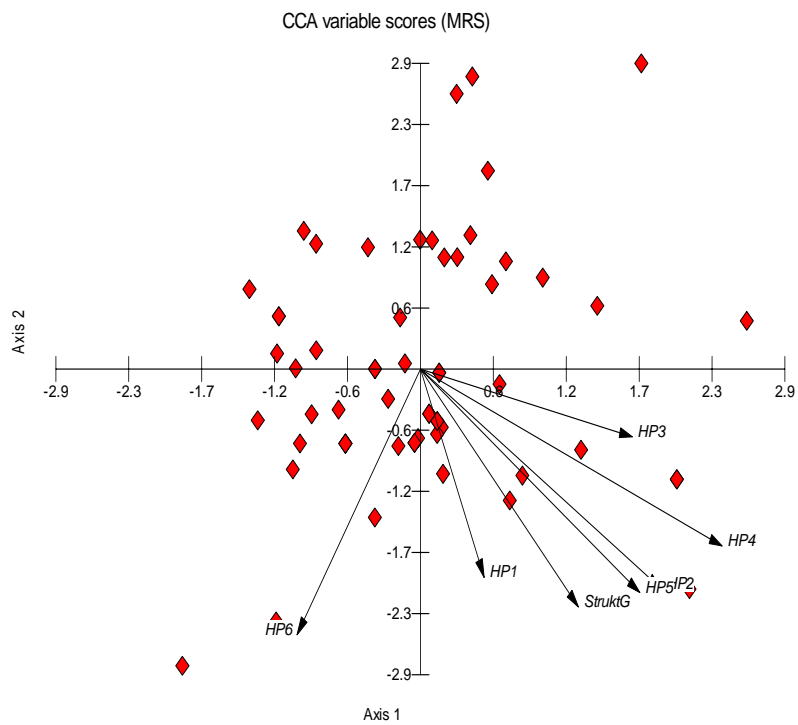


Abbildung 38: Helophyten und Hauptparameter der Strukturgüte: Fließgewässer-Typ MRS, CCA-Scatterplot (Arten)

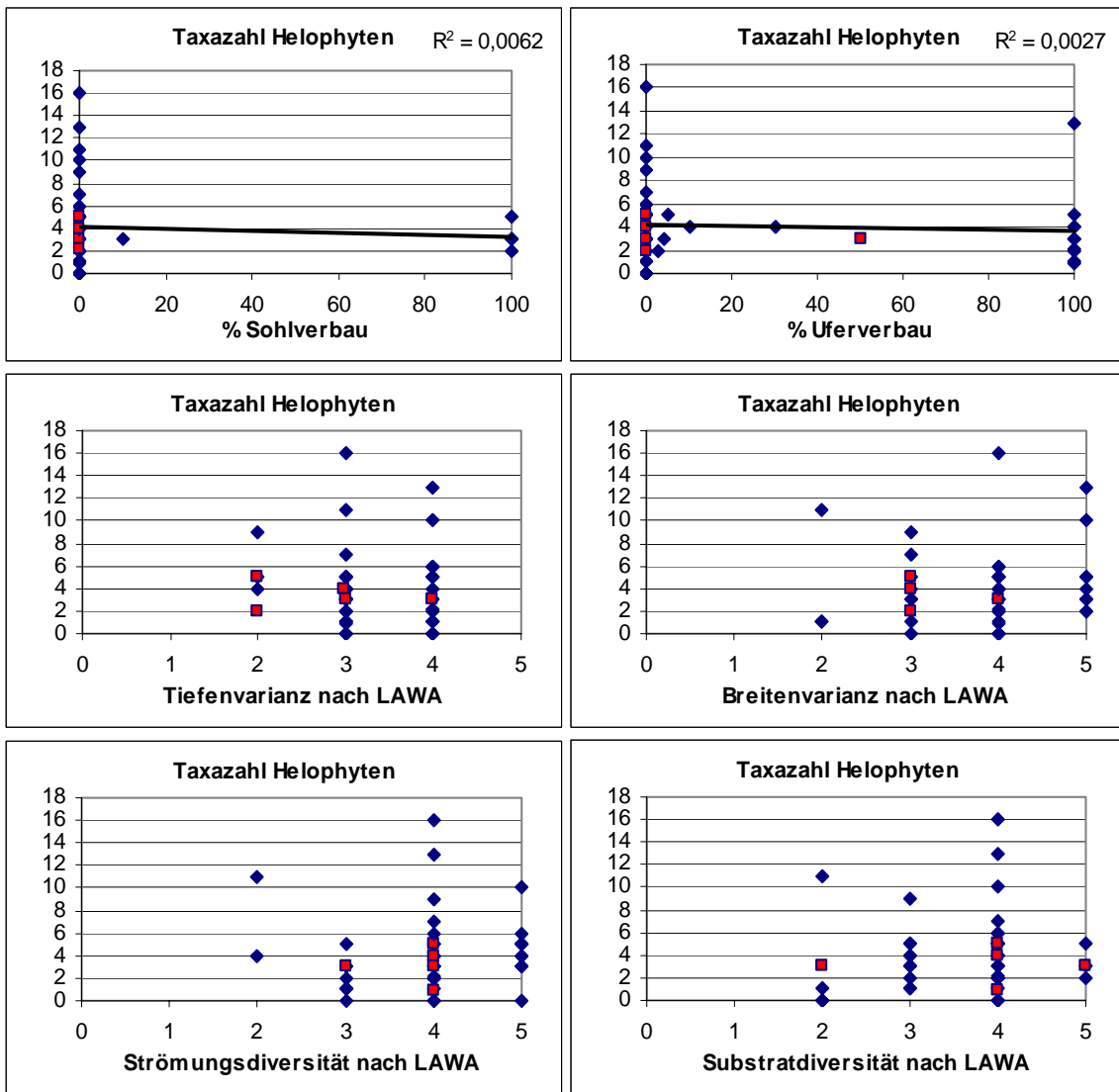


Abbildung 39: Zusammenhang zwischen Helophytenantaxazahl und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ TN, ■ = Referenzstelle)

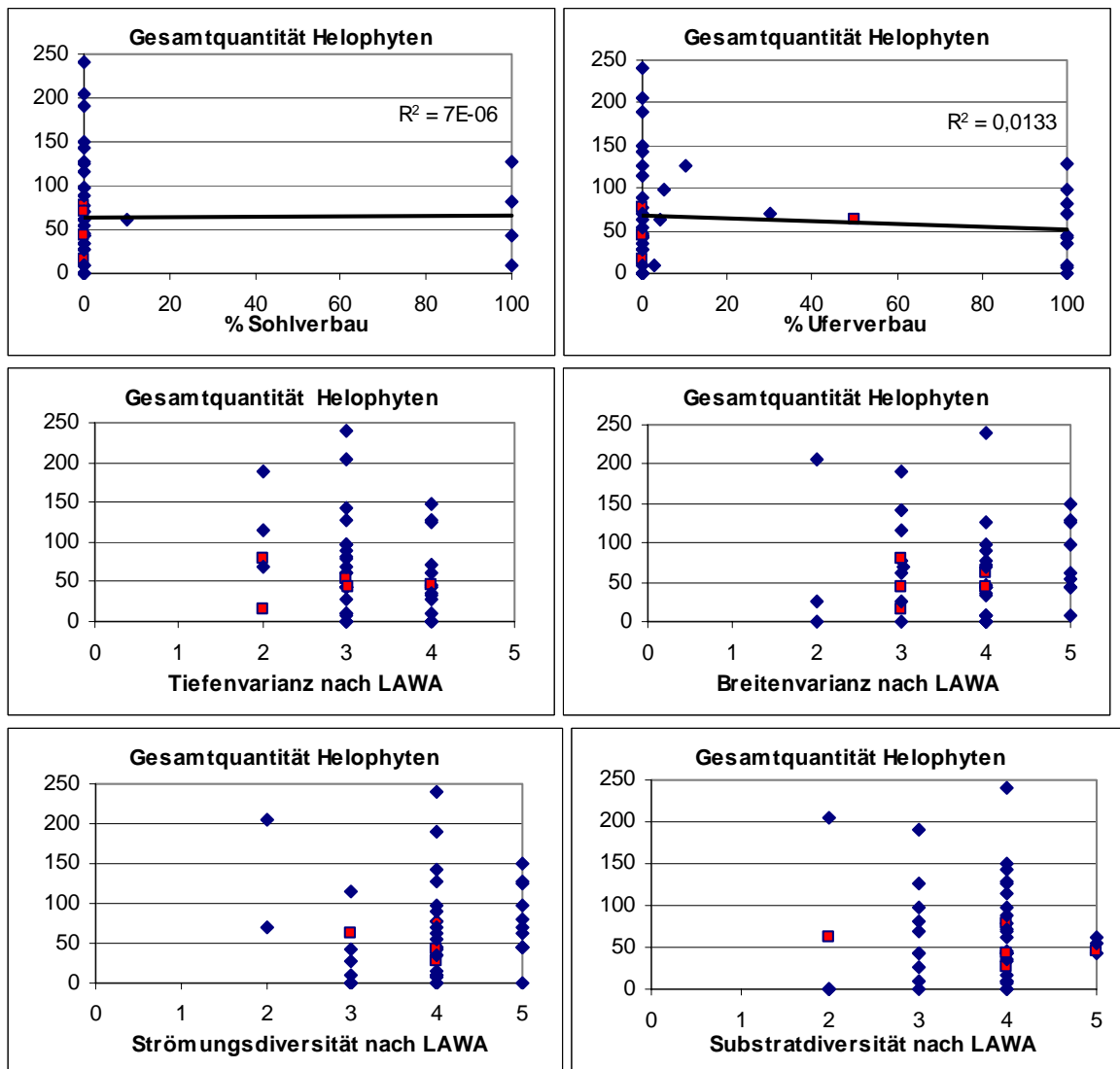


Abbildung 40: Zusammenhang zwischen Helophytengesamtquantität und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ TN, ■ = Referenzstelle)

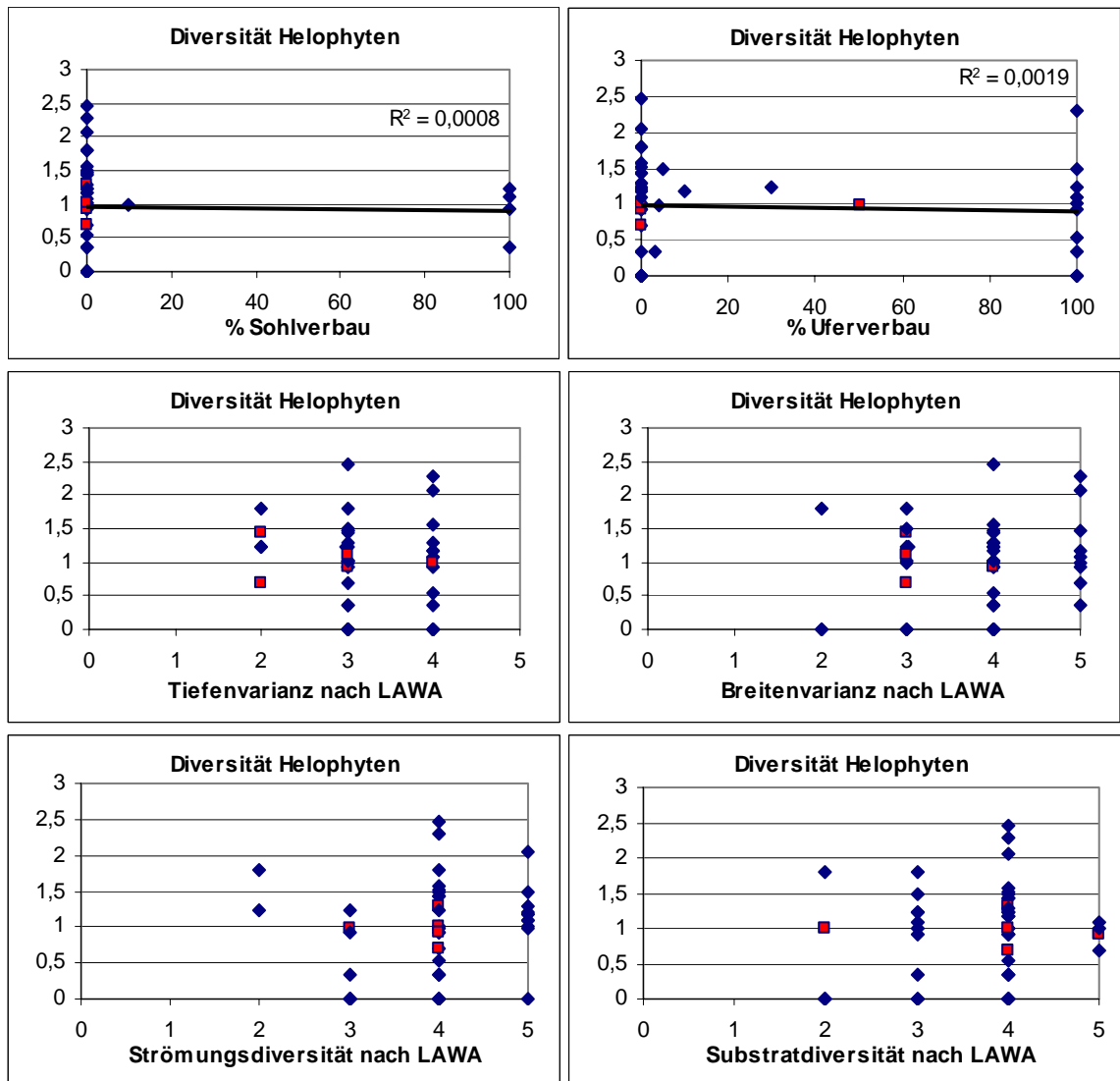


Abbildung 41: Zusammenhang zwischen Helophytendiversität und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ TN, ■ = Referenzstelle)

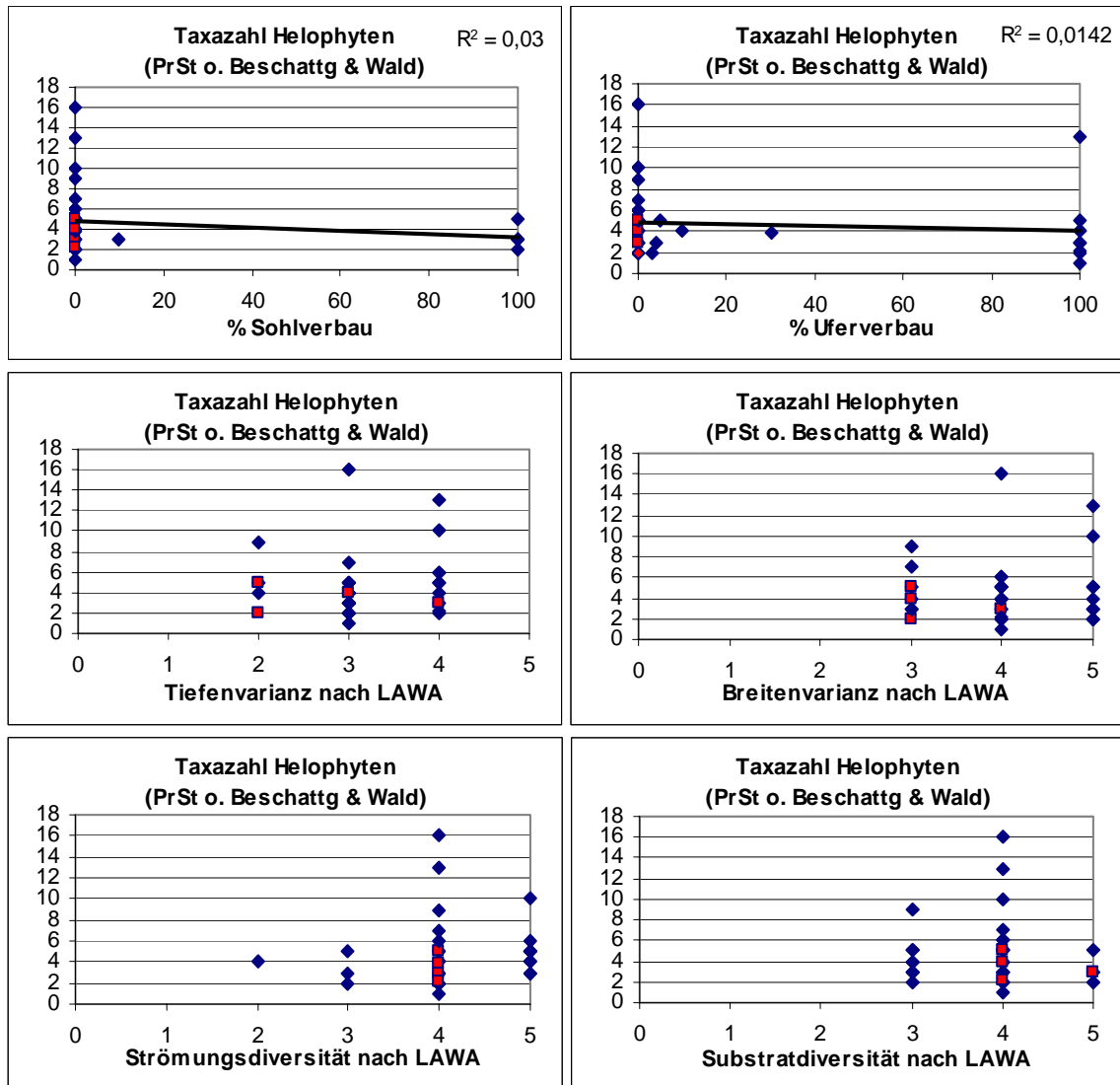


Abbildung 42: Zusammenhang zwischen Helophytenartenzahl und Strukturparametern (Probestellen ohne Beschattung und Wald am Ufer, Makrophyten-Typ TN, ■ = Referenzstelle)

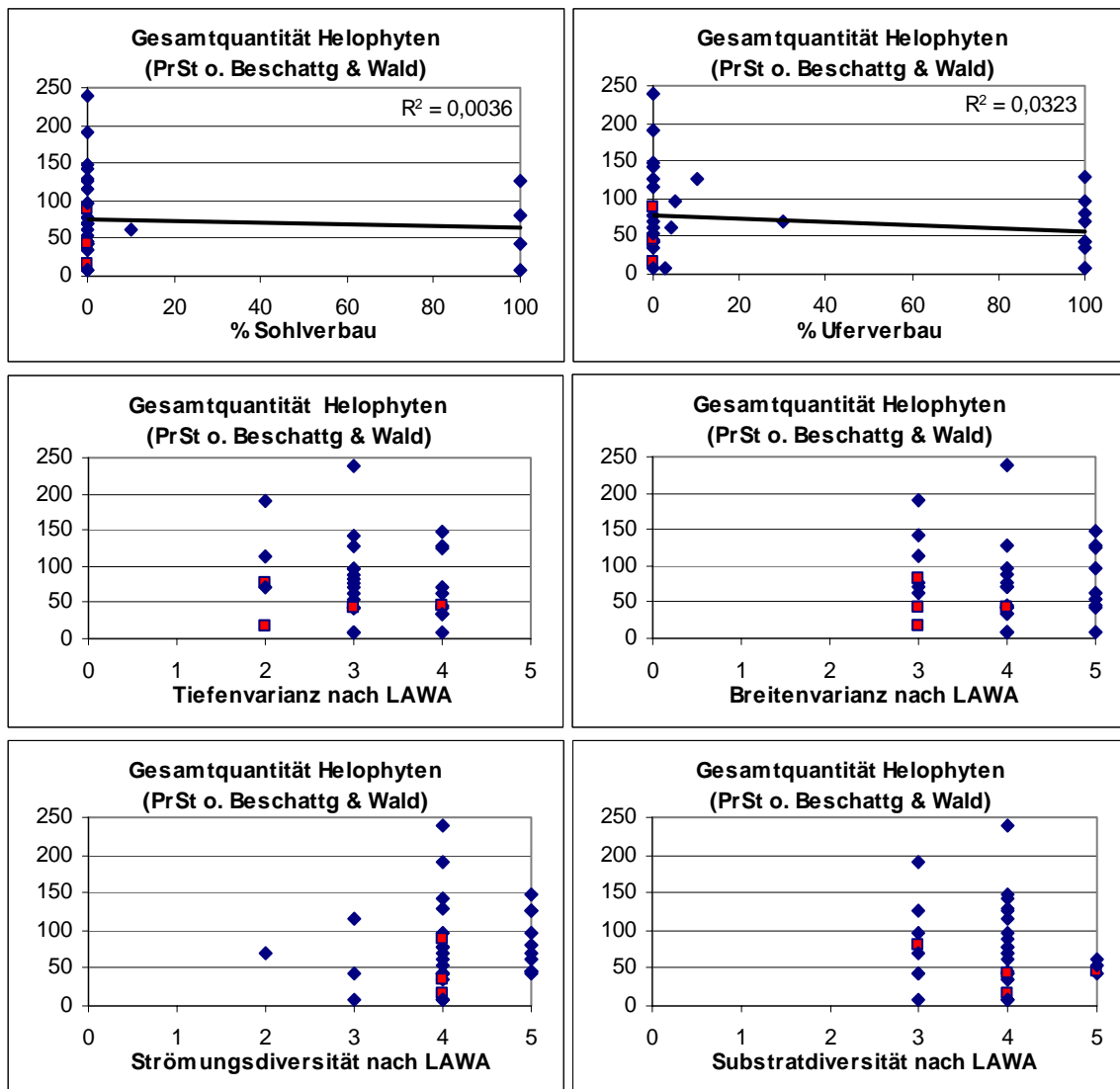


Abbildung 43: Zusammenhang zwischen Helophytengesamtquantität und Strukturfaktoren (Probestellen ohne Beschattung und Wald am Ufer, Makrophyten-Typ TN, ■ = Referenzstelle)

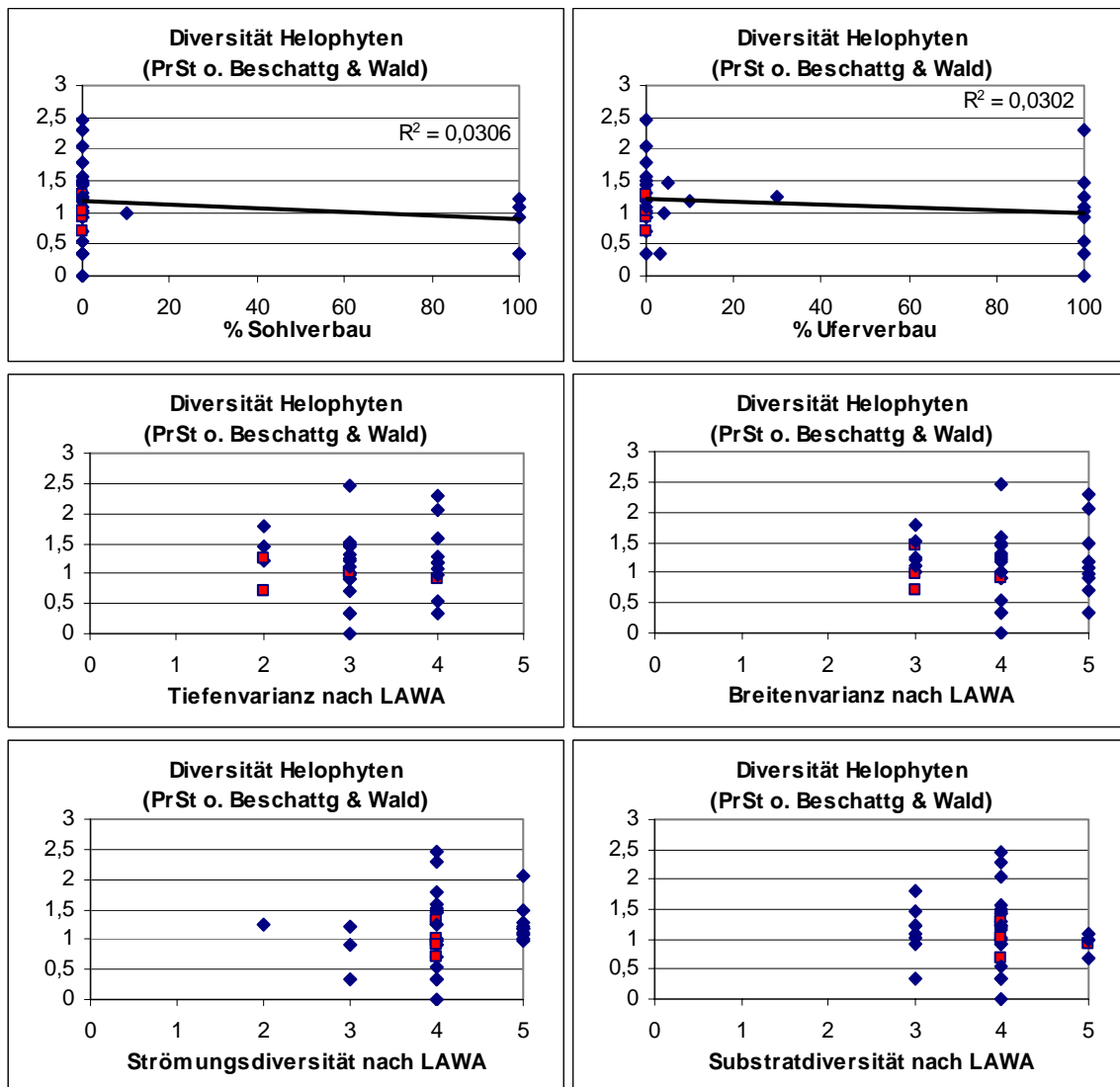


Abbildung 44: Zusammenhang zwischen Helophytendiversität und Strukturfaktoren (Probestellen ohne Beschattung und Wald am Ufer, Makrophyten-Typ TN, ■ = Referenzstelle)

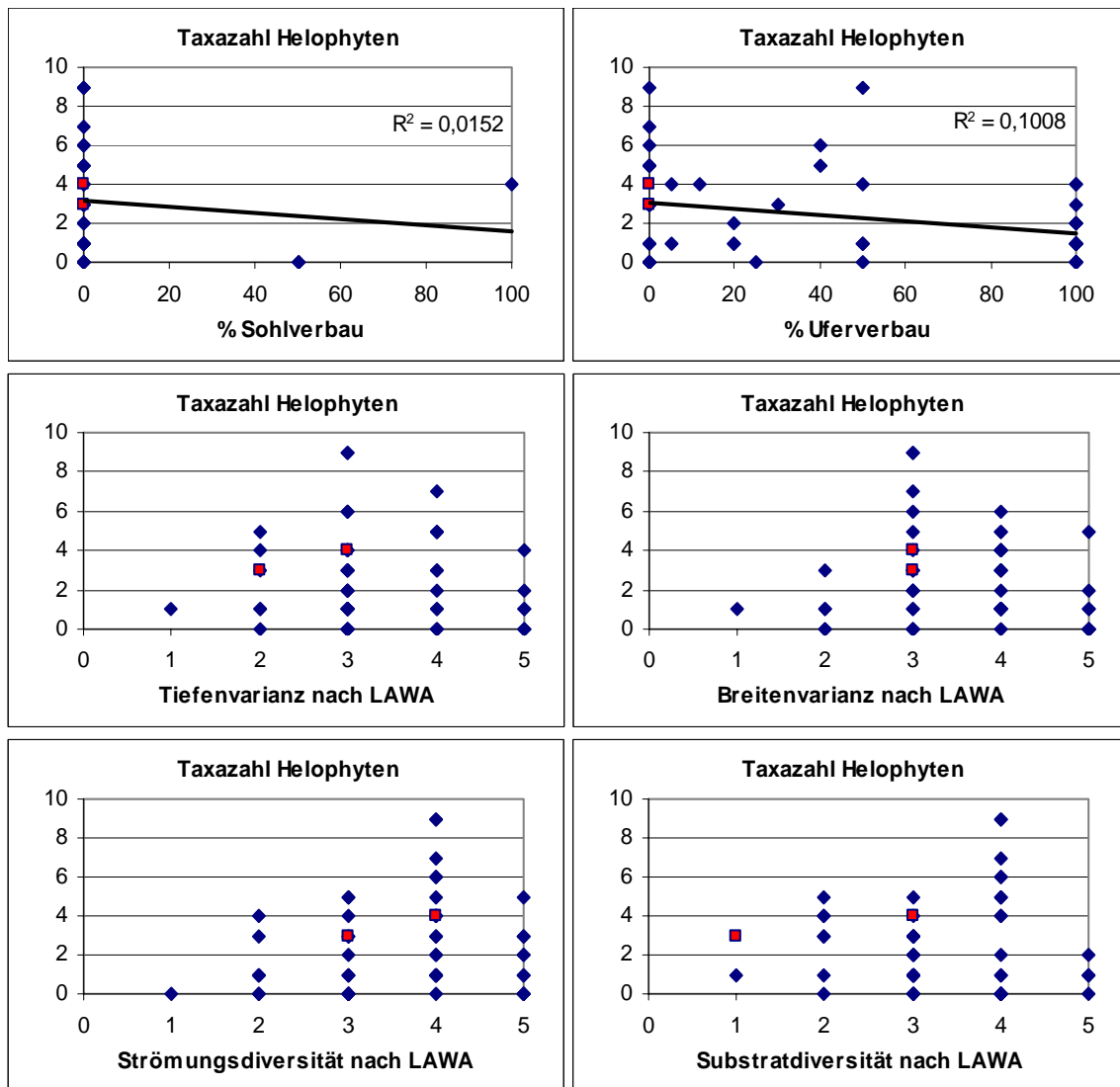


Abbildung 45: Zusammenhang zwischen Helophyten-Taxazahl und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MP(G), ■ = Referenzstelle)

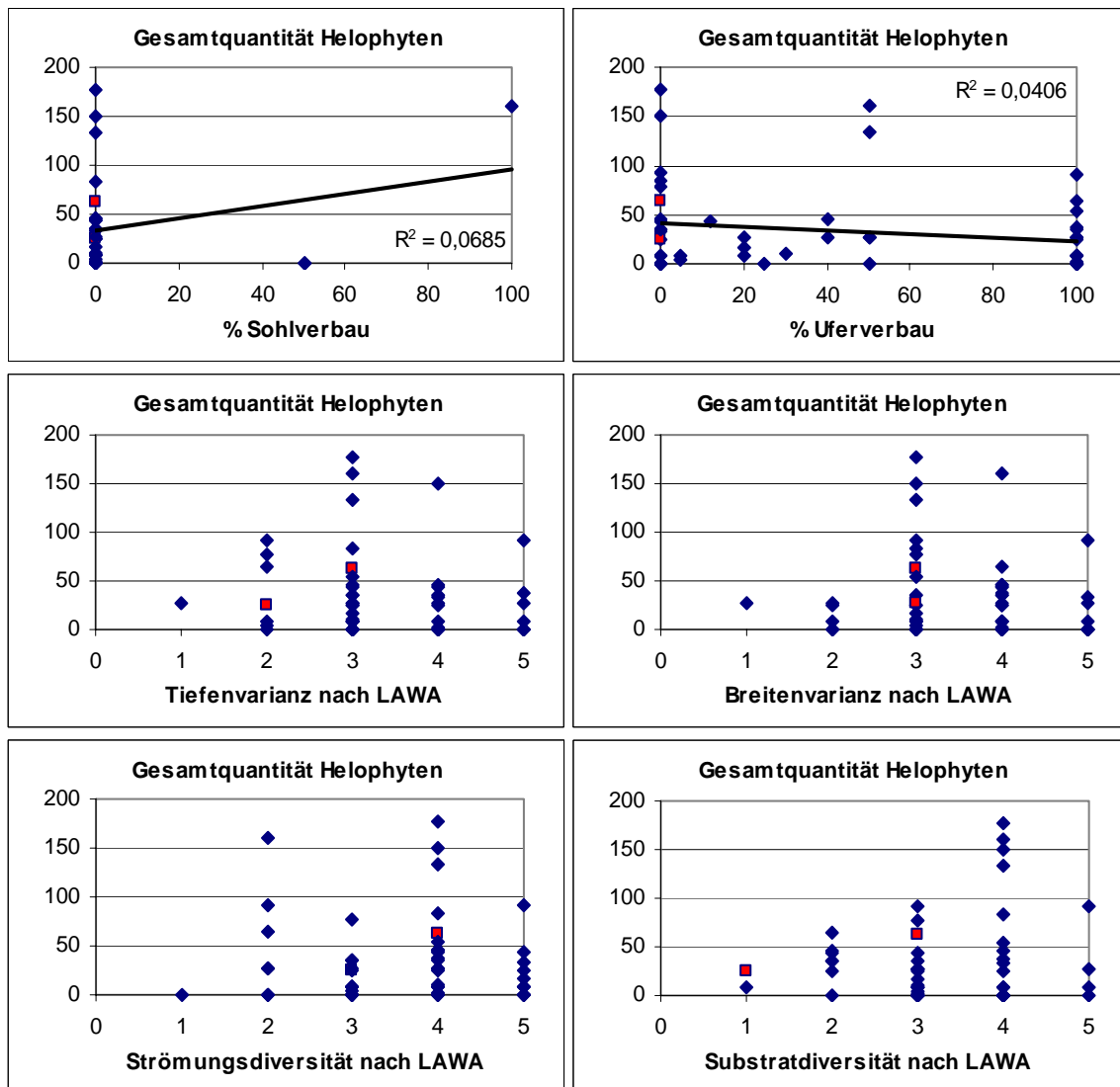


Abbildung 46: Zusammenhang zwischen Helophytengesamtquantität und Struktur Faktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MP(G), ■ = Referenzstelle)

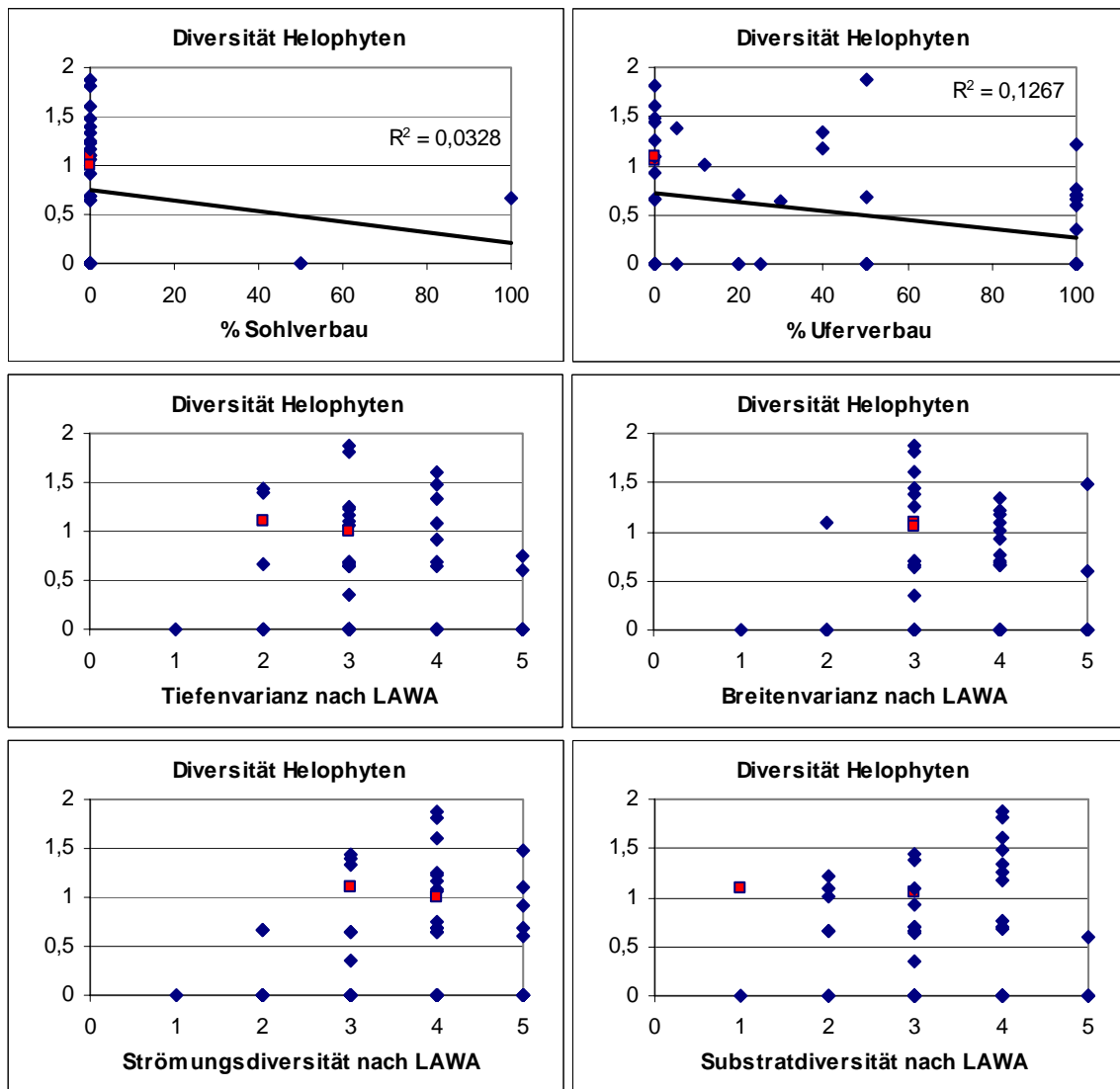


Abbildung 47: Zusammenhang zwischen Helophytendiversität und Strukturfaktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MP(G), ■ = Referenzstelle)

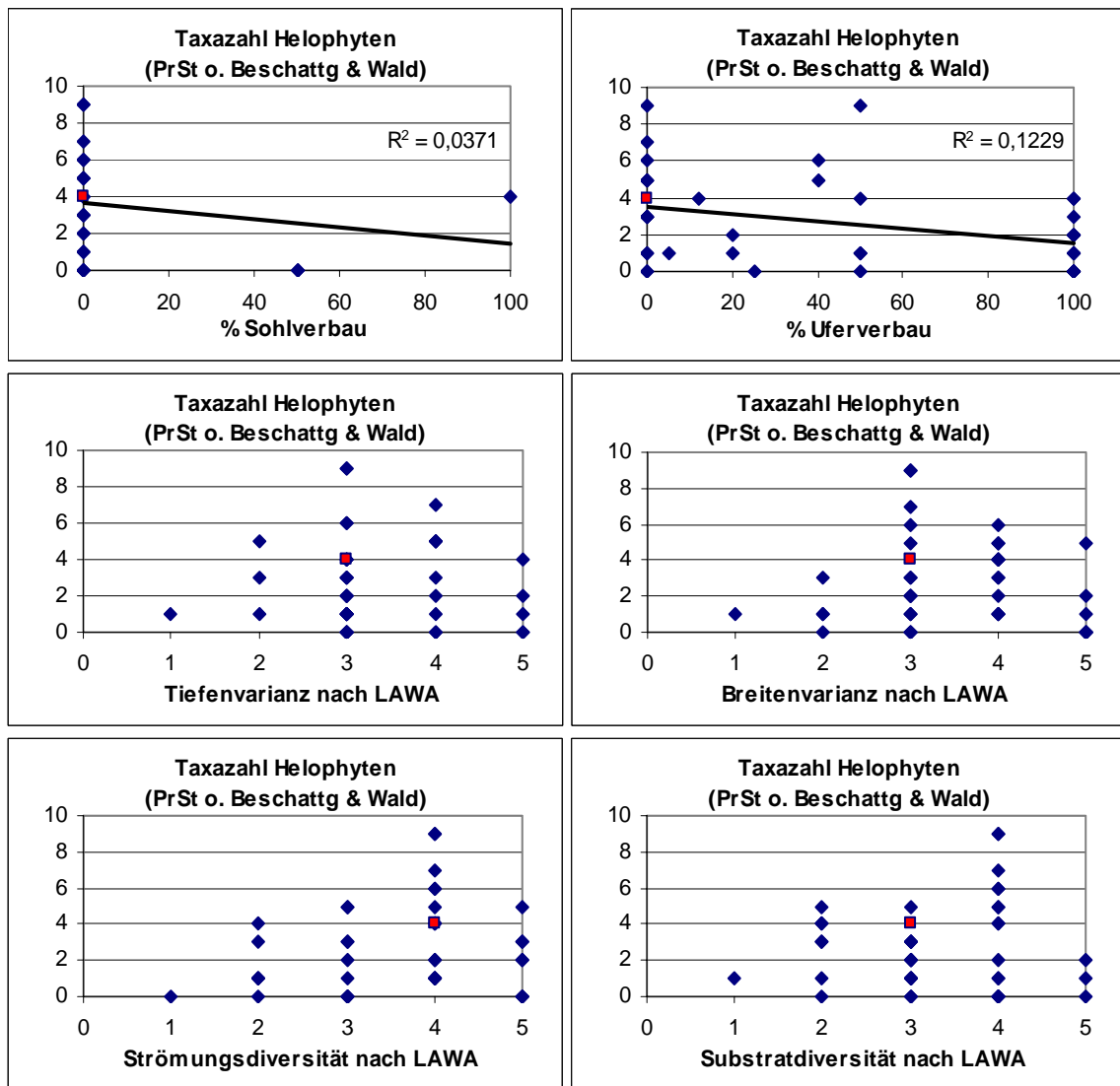


Abbildung 48: Zusammenhang zwischen Helophyten taxazahl und Struktur Faktoren (Probestellen ohne Beschattung und Wald am Ufer, Makrophyten-Typ MP(G), ■ = Referenzstelle)

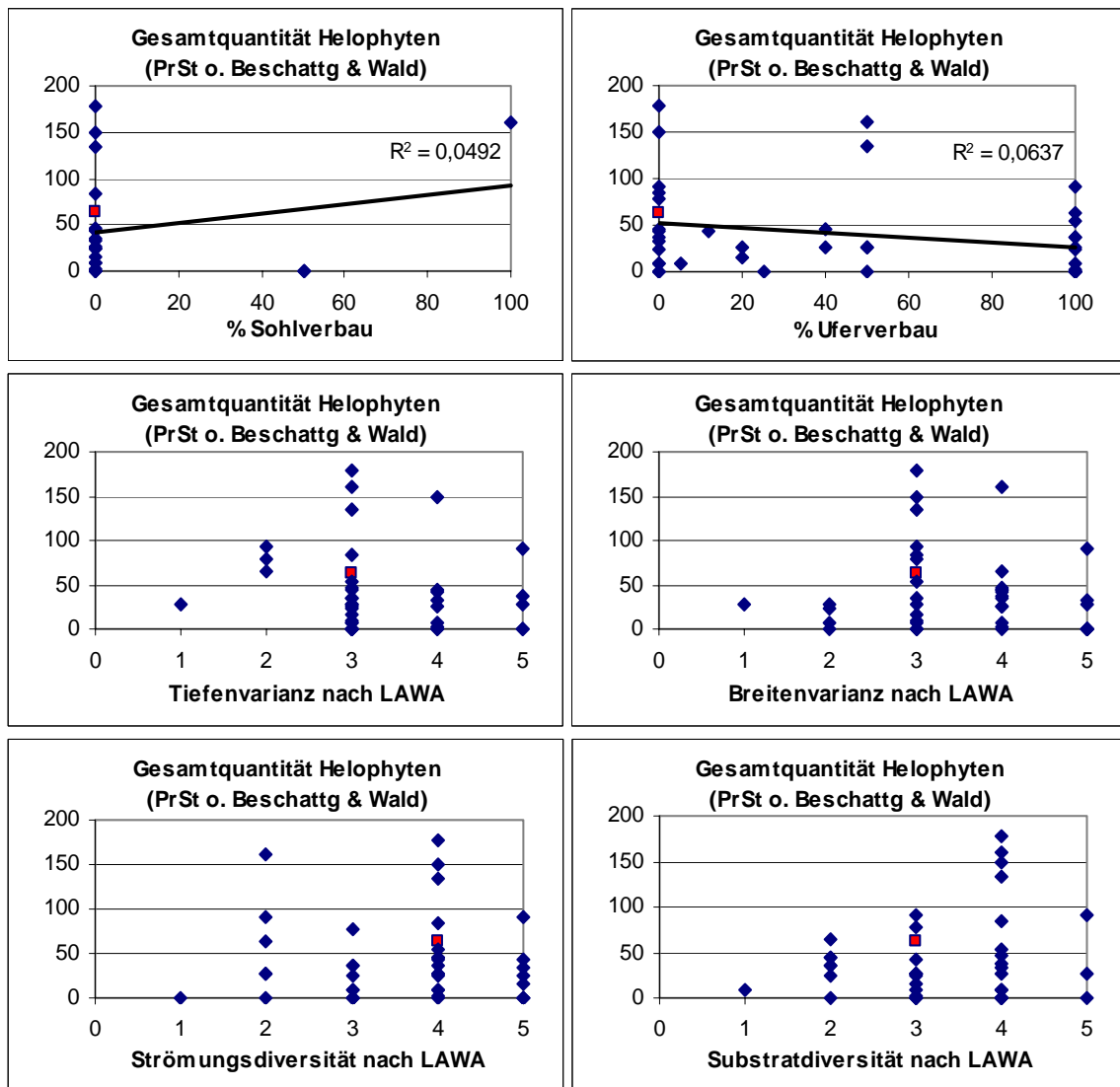


Abbildung 49: Zusammenhang zwischen Helophytengesamtquantität und Struktur Faktoren (Probestellen ohne Beschattung und Wald am Ufer, Makrophyten-Typ MP(G), ■ = Referenzstelle)

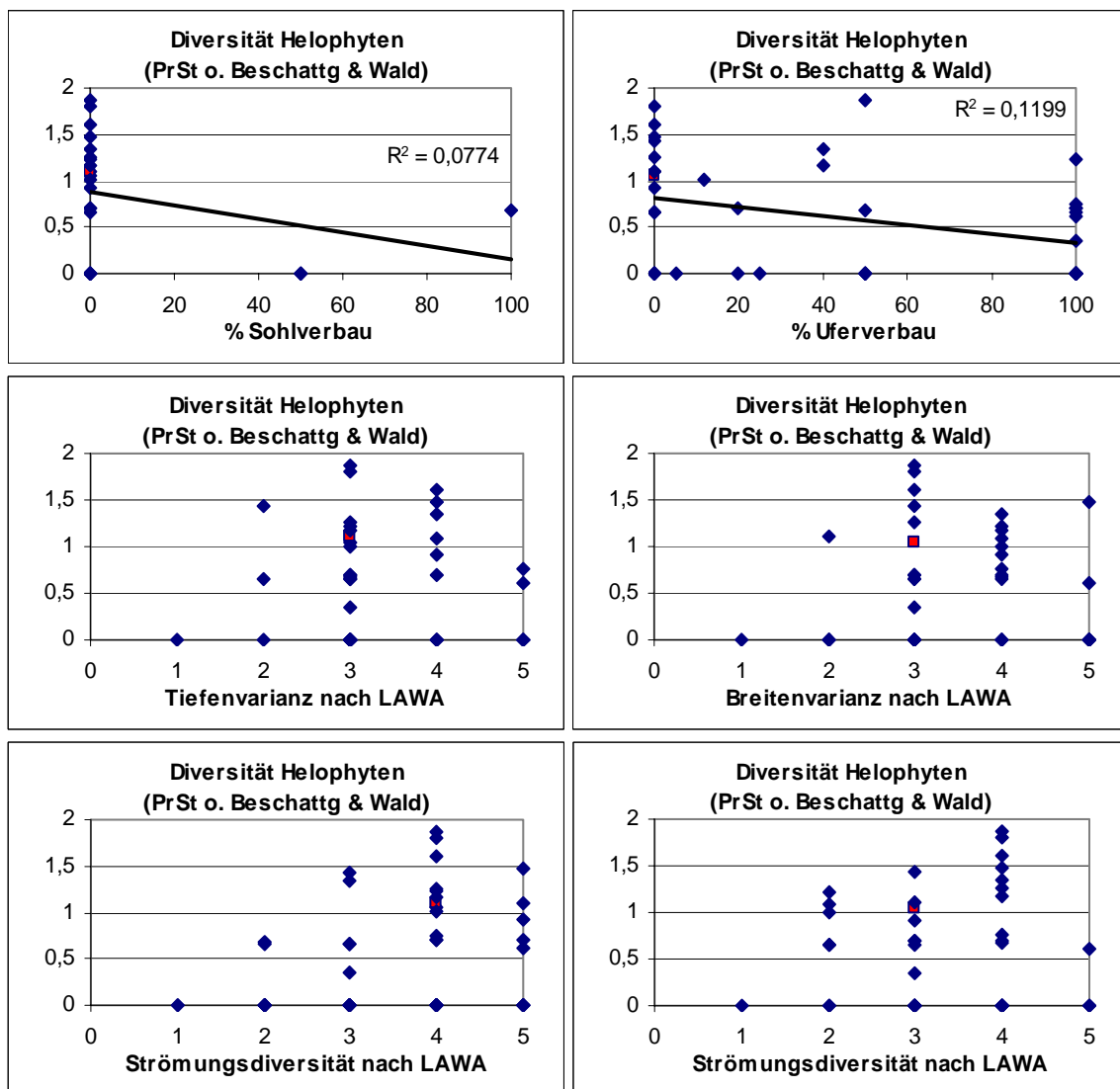


Abbildung 50: Zusammenhang zwischen Helophytendiversität und Strukturfaktoren (Probestellen ohne Beschattung und Wald am Ufer, Makrophyten-Typ MP(G), ■ = Referenzstelle)

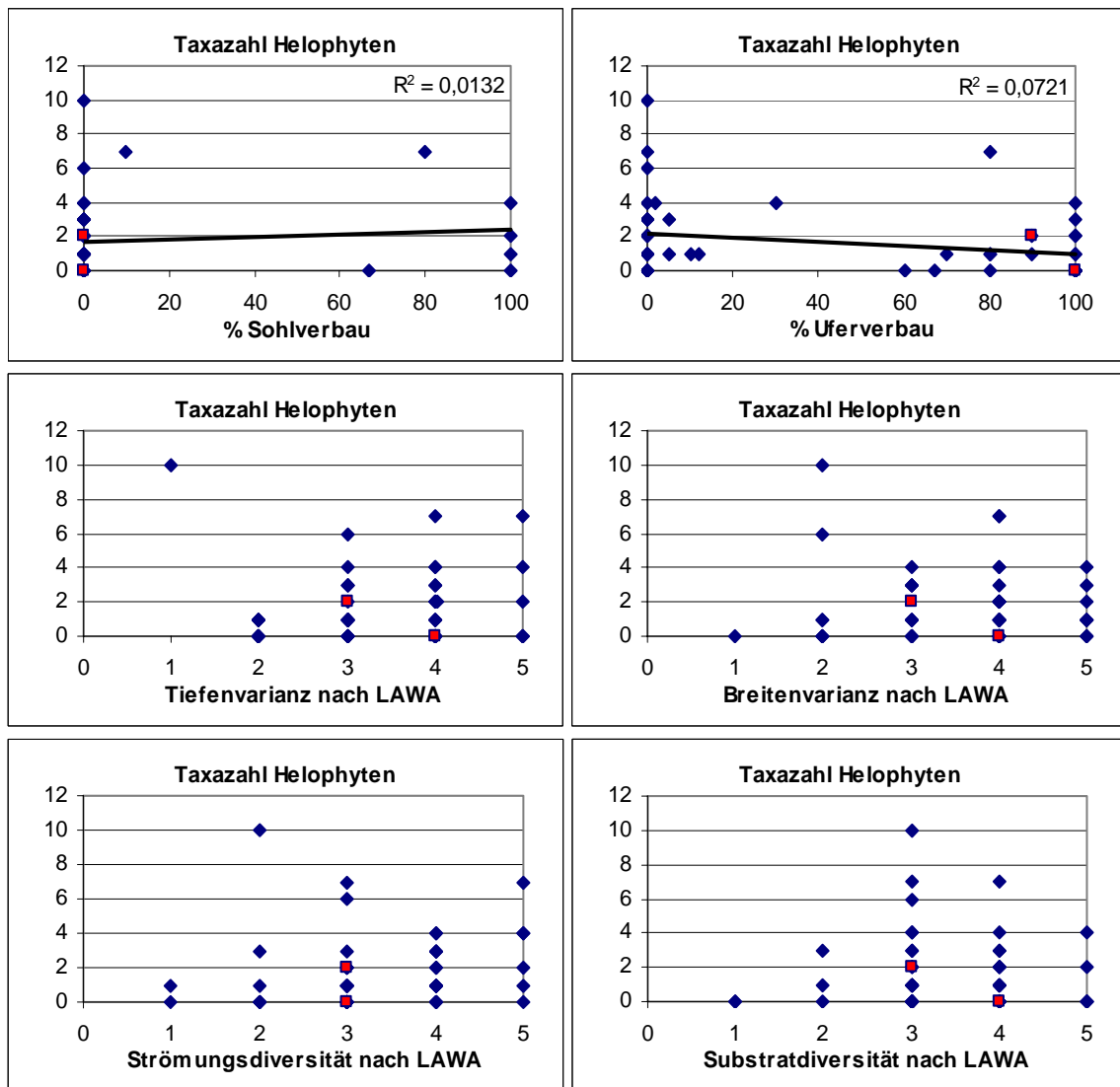


Abbildung 51: Zusammenhang zwischen Helophyten-Taxazahl und Strukturparametern (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MRK, ■ = Referenzstelle)

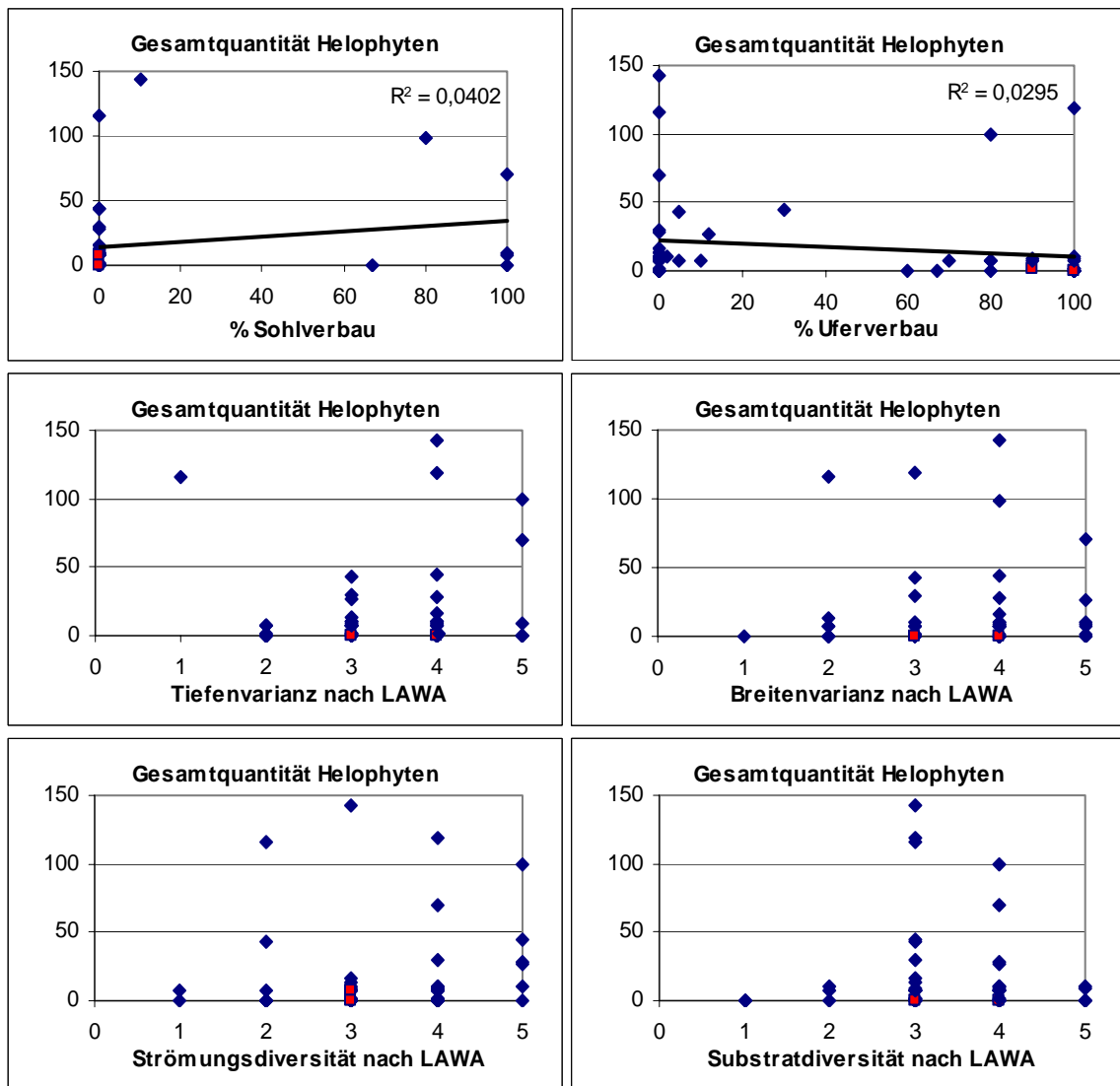


Abbildung 52: Zusammenhang zwischen Helophytengesamtquantität und Struktur Faktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MRK, ■ = Referenzstelle)

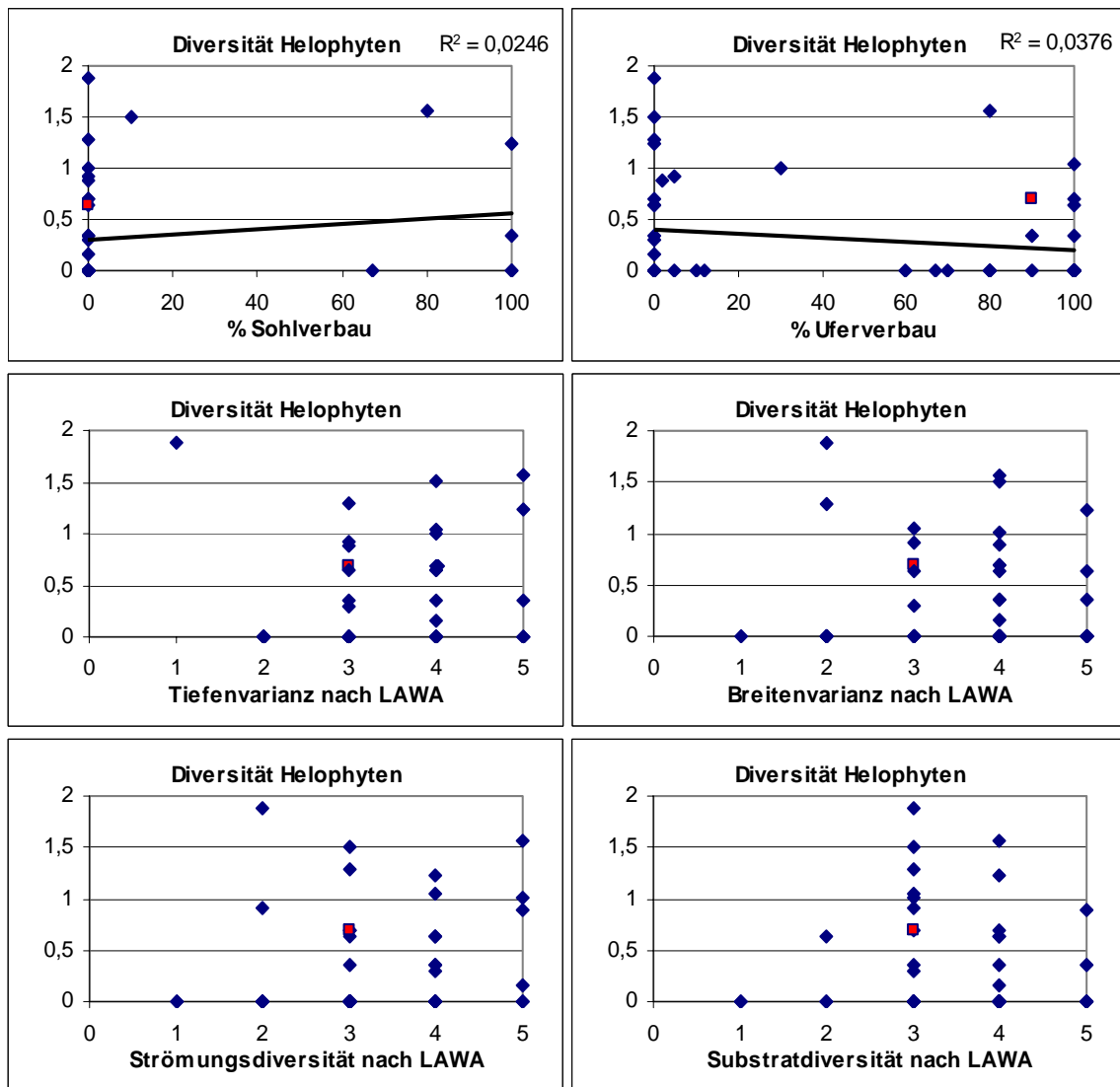


Abbildung 53: Zusammenhang zwischen Helophytendiversität und Struktur Faktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MRK, ■ = Referenzstelle)

Auf eine Darstellung der Probestellen ohne natürliche Ursachen für geringen Helophyten-Bewuchs wird verzichtet, da der Großteil der Probestellen beschattet ist bzw. bewaldete Ufer aufweist.

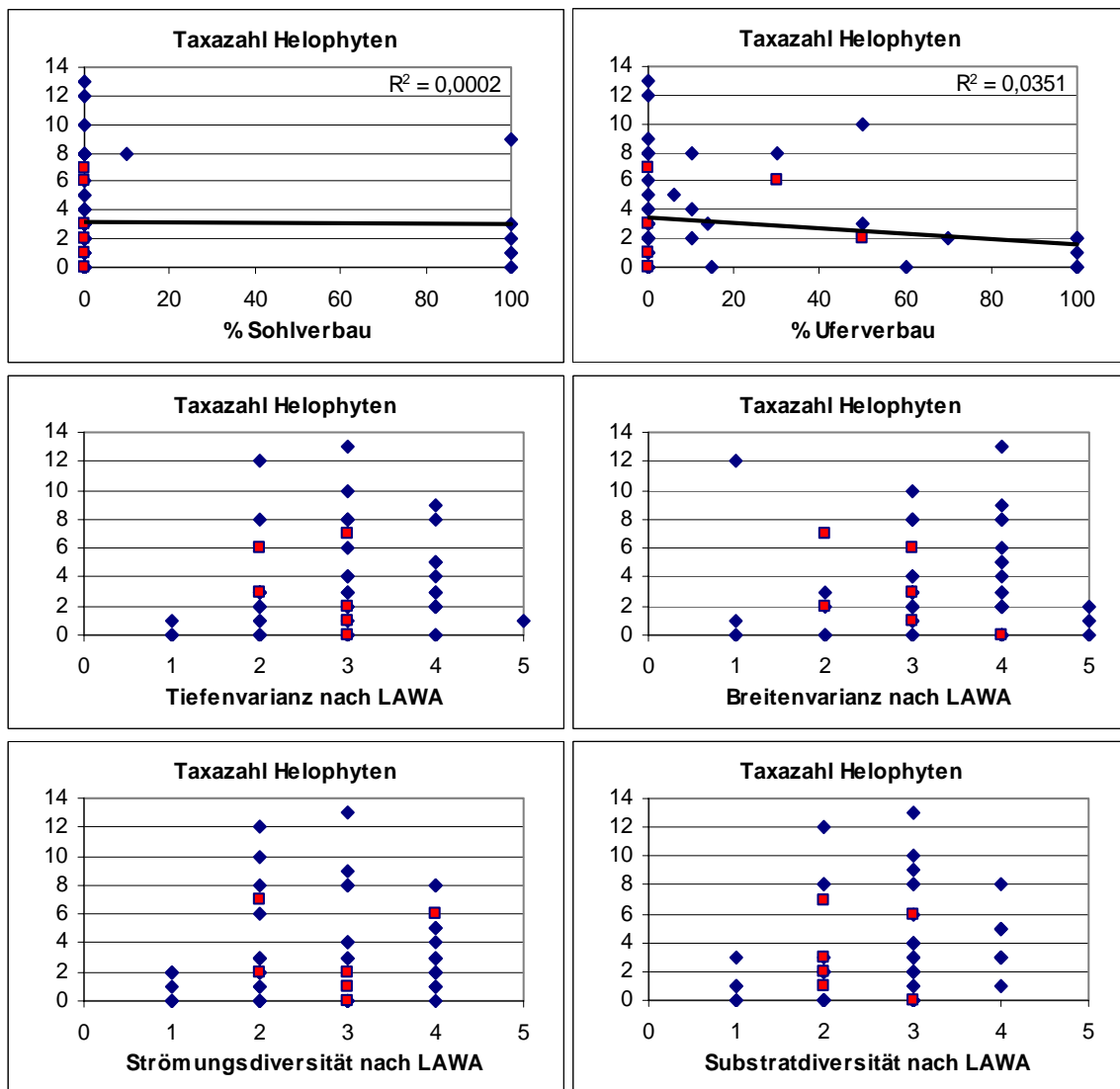


Abbildung 54: Zusammenhang zwischen Helophytenartenzahl und Strukturparametern (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MRS, ■ = Referenzstelle)

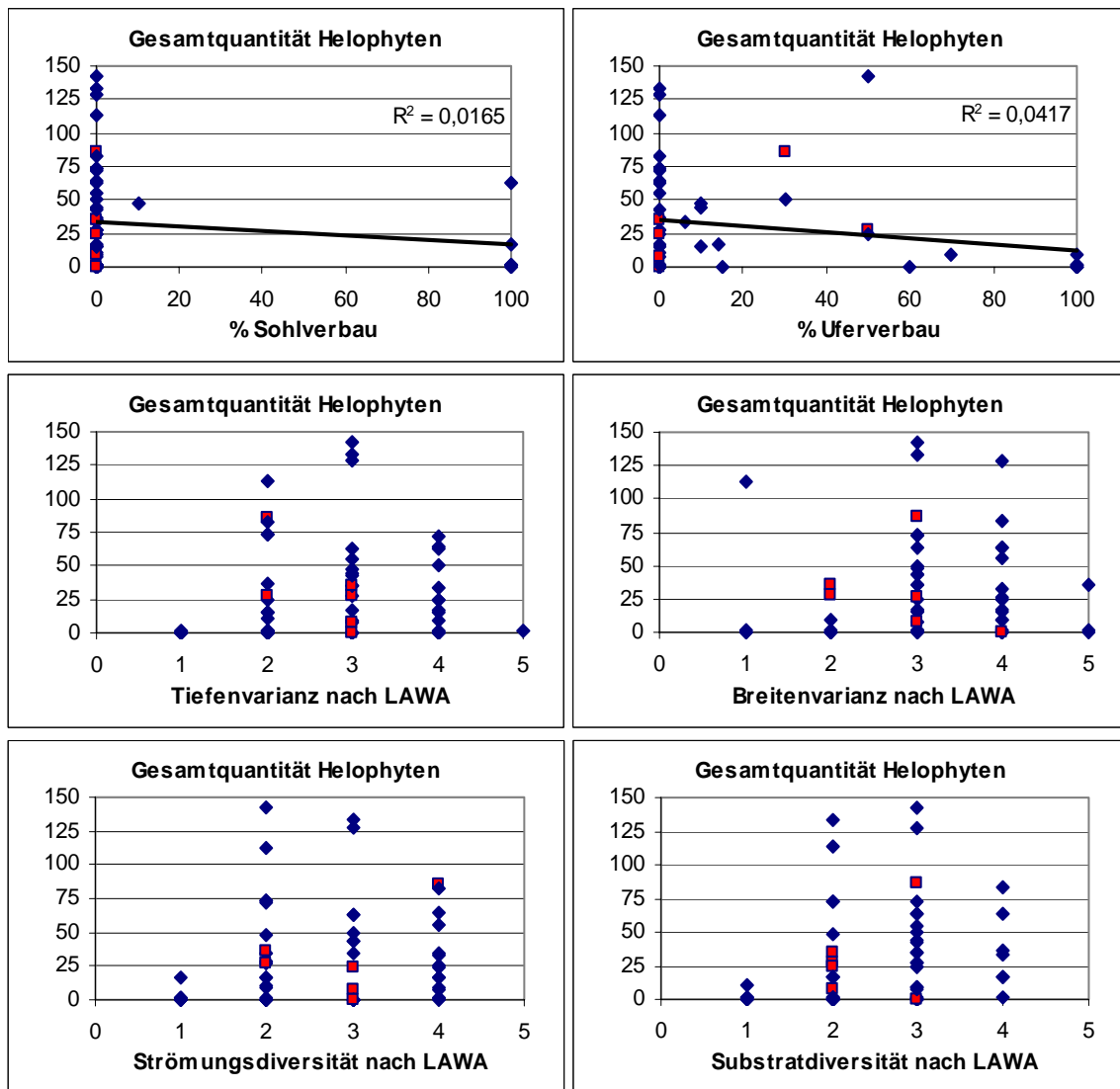


Abbildung 55: Zusammenhang zwischen Helophytengesamtquantität und Struktur Faktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MRS, ■ = Referenzstelle)

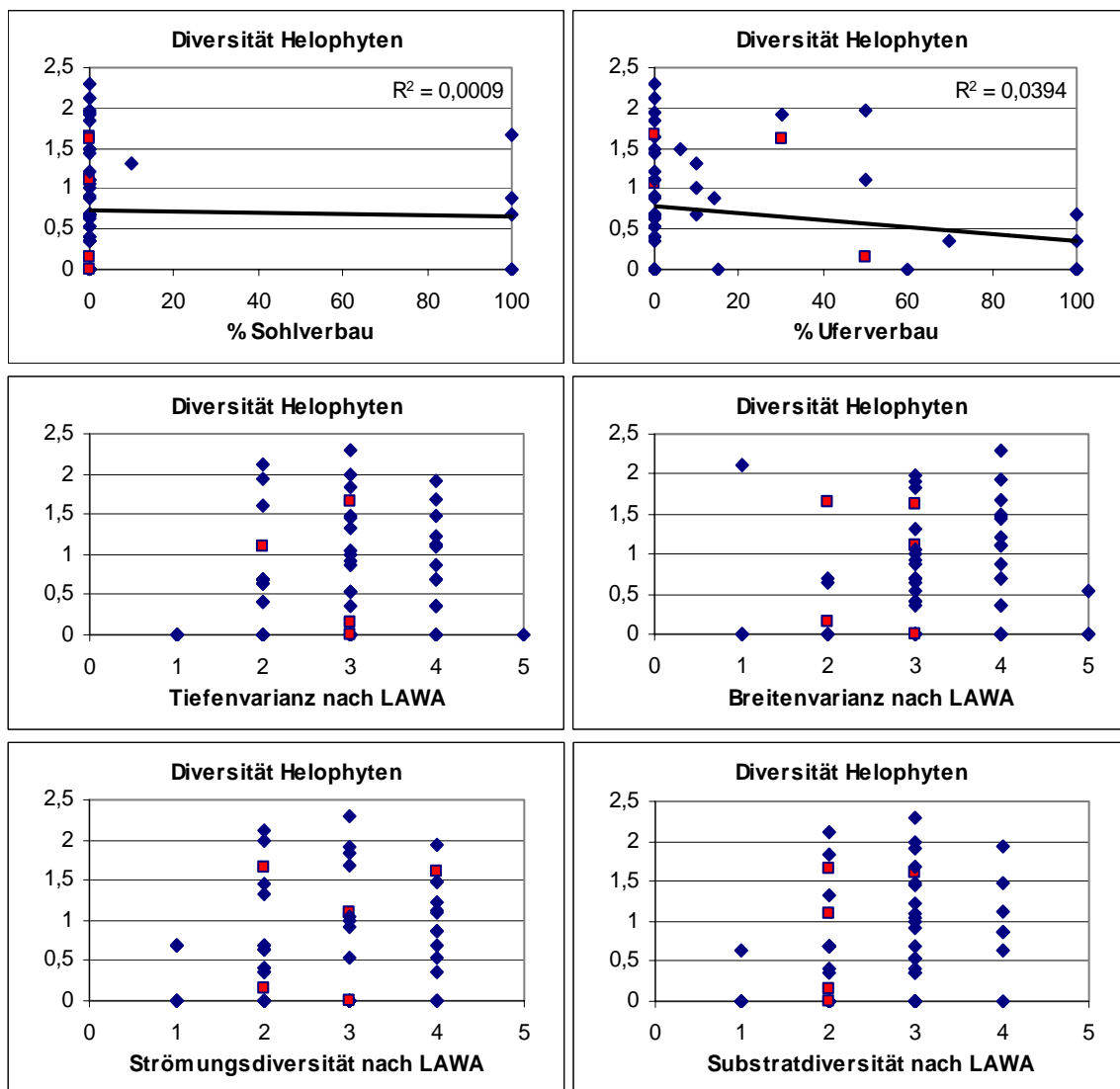


Abbildung 56: Zusammenhang zwischen Helophytendiversität und Struktur Faktoren (alle Probestellen, Makrophyten-Typ MRS, ■ = Referenzstelle)

Auf eine Darstellung der Probestellen ohne natürliche Ursachen für geringen Helophyten-Bewuchs wird verzichtet, da der Großteil der Probestellen beschattet ist bzw. bewaldete Ufer aufweist.

Tabelle 25: Vollständige Liste der indikativen Taxa mit Zuordnung zu den typspezifischen Artengruppen (Moose mit vorwiegend amphibischer Lebensweise sind mit „A“ gekennzeichnet.)

Art	Artengruppen (Bewertung)			
	MRK	MRS	MP(G)	TN
<i>Agrostis gigantea</i> ROTH	B	B		
<i>Agrostis</i> L. sp.		B	B	
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	B	B		B
<i>Amblystegium fluviatile</i> (HEDW.) B.S.G.	A	B	A	
<i>Amblystegium kochii</i> B.S.G.		B		
<i>Amblystegium tenax</i> (HEDW.) JENS.	A	B	A	A
<i>Amblystegium varium</i> ^A (HEDW.) LINDB.		B		
<i>Aneura pinguis</i> ^A (L.) DUM.		B		
<i>Angelica sylvestris</i> L.	B	B		
<i>Apium</i> L. sp.		B		
<i>Azolla</i> LAMARCK sp.	B		C	
<i>Berula erecta</i> (HUDSON) COVILLE	B	B	B	A
<i>Brachythecium plumosum</i> ^A (HEDW.) B.S.G.	A	A	A	
<i>Brachythecium rivulare</i> B.S.G.	A	B	B	
<i>Brachythecium rutabulum</i> (HEDW.) B.S.G.	A	C		
<i>Bryum argenteum</i> ^A HEDW.	A	B		
<i>Bryum bicolor</i> agg. ^A	A	A		
<i>Bryum knowltonii</i> ^A BARNES				A
<i>Bryum pseudotriquetrum</i> ^A (HEDW.) SCHWAEGR.		A	A	
<i>Bryum</i> HEDW. sp.	A			
<i>Bryum turbinatum</i> ^A (HEDW.) TURN.	A	B		
<i>Butomus umbellatus</i> L.	C	C	C	B
<i>Calliergon giganteum</i> ^A (SCHIMP.) KINDB.	A	B	A	
<i>Calliergonella cuspidata</i> ^A (HEDW.) LOESKE	B	B		
<i>Callitriche hamulata</i> KÜTZING ex KOCH	A	A	A	A
<i>Callitriche obtusangula</i> LE GALL	A	A	B	C
<i>Callitriche palustris</i> agg. L.			B	B
<i>Callitriche platycarpa</i> KÜTZING in REICHENBACH				B
<i>Callitriche</i> L. sp.	B	B	B	B
<i>Callitriche stagnalis</i> SCOPOLI	A		A	A
<i>Caltha palustris</i> L.	B		B	
<i>Cardamine amara</i> L.	B	B		
<i>Carex</i> L. sp.	B		B	
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	C	C	C	B
<i>Chara aspera</i> DETHARDING ex WILLDENOW			A	
<i>Chara contraria</i> A. BRAUN ex KÜTZING			A	
<i>Chara delicatula</i> AGARDH			A	
<i>Chara globularis</i> THUILLIER			A	
<i>Chara hispida</i> L.			A	
<i>Chara intermedia</i> A. BRAUN			A	
<i>Chara</i> L. sp.	A			A
<i>Chara tomentosa</i> L.			A	
<i>Chara vulgaris</i> L.			A	
<i>Chiloscyphus polyanthos</i> (L.) CORDA	A	A	A	A
<i>Cinclidotus aquaticus</i> (HEDW.) B.S.G.	A	B	B	
<i>Cinclidotus danubicus</i> SCHIFFN. & BAUMG.	A	B		
<i>Cinclidotus fontinaloides</i> (HEDW.) P. BEAUV.	A	B		
<i>Cinclidotus riparius</i> (WEB. & MOHR) ARN.	B	B	B	
<i>Conocephalum conicum</i> ^A (L.) UNDERW.	A	B	B	

Art	Artengruppen (Bewertung)			
	MRK	MRS	MP(G)	TN
<i>Cratoneuron commutatum</i> (HEDW.) ROTH	A		A	
<i>Cratoneuron filicinum</i> (HEDW.) SPRUCE	A	A	A	
<i>Cratoneuron</i> (SULL.) SPRUCE <i>sp.</i>				A
<i>Dactylis glomerata</i> L.	B	B		
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) PALISOT DE BEAUVOIS	B	B	B	
<i>Dichodontium pellucidum</i> ^A (HEDW.) SCHIMP.	A	A		
<i>Didymodon rigidulus</i> ^A HEDW.	A	B		
<i>Drepanocladus aduncus</i> (HEDW.) WARNST.	A	B	B	
<i>Drepanocladus exannulatus</i> (B.S.G.) WARNST.		A		
<i>Drepanocladus fluitans</i> (HEDW.) WARNST.	A	V		
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) ROEMER et SCHULTES	A		A	A
<i>Elodea canadensis</i> MICHAUX fil.	C	C	C	B
<i>Elodea nuttallii</i> (PLANCHON) ST. JOHN	C	C	C	B
<i>Equisetum fluviatile</i> L. em. EHRHART			B	
<i>Equisetum palustre</i> L.			B	
<i>Equisetum</i> L. <i>sp.</i>	B			
<i>Eucladium verticillatum</i> (BRID.) B.S.G.	A	B		
<i>Fissidens arnoldii</i> ^A RUTHE	A	A		
<i>Fissidens crassipes</i> ^A WILS.	B	B	B	
<i>Fissidens fontanus</i> (LA PYL.) STEUD.	B	B		
<i>Fissidens grandifrons</i> BRID.	A	A		
<i>Fissidens rufulus</i> B.S.G.	A	A		
<i>Fissidens taxifolius</i> ^A HEDW.		B		
<i>Fontinalis antipyretica</i> HEDW.	B	C	B	B
<i>Fontinalis squamosa</i> HEDW.	A	B	B	A
<i>Galium palustre</i> L.	B	B	B	
<i>Galium</i> L. <i>sp.</i>			B	
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. BROWN	B	B	B	B
<i>Glyceria maxima</i> (HARTMANN) HOLMBERG	B	B	B	B
<i>Glyceria</i> R. BROWN <i>sp.</i>	B	B	B	B
<i>Groenlandia densa</i> (L.) FOURREAU	B	B	A	A
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	B	B	A	A
<i>Holcus lanatus</i> L.	B	B		
<i>Hookeria lucens</i> (HEDW.) SM.		A		
<i>Hottonia palustris</i> L.	C		C	A
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	C		C	B
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.				B
<i>Hygrohypnum duriusculum</i> (DE NOT.) JAMIESON	A	B		
<i>Hygrohypnum eugyrium</i> (B.S.G.) BROTH.	A	A		
<i>Hygrohypnum luridum</i> ^A (HEDW.) JENN.	A	B	A	A
<i>Hygrohypnum ochraceum</i> (TURN. ex WILS.) LOESKE	A	V	A	A
<i>Hymenostylium recurvirostre</i> ^A (HEDW.) DIX.	A		A	
<i>Hyocomium armoricum</i> ^A (BRID.) WIJK & MARG.	A	V	A	A
<i>Impatiens glandulifera</i> ROYLE				B
<i>Isolepis fluitans</i> (L.) R. BROWN				A
<i>Juncus articulatus</i> L.	B	B	A	
<i>Juncus bulbosus</i> L.			A	A
<i>Juncus subnodulosus</i> SCHRANK	A		A	
<i>Jungermannia atrovirens</i> ^A DUM.	A	A	A	
<i>Jungermannia exsertifolia</i> STEPH.	A	V		A
<i>Jungermannia sphaerocarpa</i> HOOK.	A	V		A
<i>Lagarosiphon major</i> W.H. HARVEY	C		C	
<i>Lemna gibba</i> L.	C		C	B
<i>Lemna minor</i> L.	C	C	C	B
<i>Lemna</i> L. <i>sp.</i>			C	

Art	Artengruppen (Bewertung)			
	MRK	MRS	MP(G)	TN
<i>Lemna trisulca</i> L.	C		B	B
<i>Leptodictyum riparium</i> (HEDW.) WARNST.	B	C	B	B
<i>Leskea polycarpa</i> ^A HEDW.	B	B		
<i>Lysimachia nummularia</i> L.		B	B	
<i>Marchantia polymorpha</i> L.	B	C		B
<i>Marsupella aquatica</i> (LINDENB.) SCHIFFN.	A	V	A	A
<i>Marsupella emarginata</i> (EHRH.) DUM.	A	V	A	A
<i>Mentha aquatica</i> L. agg.	B	B	A	B
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.				A
<i>Myosotis scorpioides</i> L. agg.	B		B	B
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DECANDOLLE in LAMARCK et DECANDOLLE	A	A	A	A
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	C	C	C	B
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	B		B	B
<i>Najas marina</i> L.	B		B	
<i>Najas minor</i> ALLIONI	C		C	
<i>Nardia compressa</i> (HOOK.) S.F. GRAY	A	A		A
<i>Nasturtium officinale</i> R. BROWN agg.	B	B	B	A
<i>Nitella flexilis</i> (L.) AGARDH	B	B	A	
<i>Nitella mucronata</i> (A. BRAUN) MIQUEL	A		A	
<i>Nitella opaca</i> (BRUZELIUS) AGARDH	A		A	
<i>Nitella</i> AGARDH sp.	A			A
<i>Nitella tenuissima</i> (DESVAUX) KÜTZING	A		A	
<i>Nitellopsis obtusa</i> (DESVAUX in LOISELEUR-DESLONGCHAMPS)	A		A	
<i>Nitellopsis</i> HY sp.	A			
<i>Nuphar lutea</i> (L.) J.E. SMITH in SIBTHORP et J.E. SMITH	C	C	C	C
<i>Nymphaea alba</i> L.	C		B	B
<i>Nymphoides peltata</i> (S.G. GMELIN) O. KUNTZE			B	
<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) POIRET in LAMARCK	B		B	
<i>Oenanthe fluviatilis</i> (BABINGTON) COLEMAN			B	
<i>Pellia endiviifolia</i> (DICKS.) DUM.	A	A	B	
<i>Pellia epiphylla</i> (L.) CORDA		V		
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	B	B	B	B
<i>Philonotis calcarea</i> (B.S.G.) SCHIMP.			A	
<i>Plagiomnium undulatum</i> (HEDW.) T. KOP.		B		
<i>Poa pratensis</i> L.		B		
<i>Poa</i> L. sp.	B	B		
<i>Polygonum amphibium</i> L.	B		B	B
<i>Polygonum hydropiper</i> L.	B	B		B
<i>Polygonum</i> L. sp.			B	
<i>Potamogeton acutifolius</i> LINK ex ROEMER et SCHULTES				B
<i>Potamogeton alpinus</i> BALBIS	A	A	A	A
<i>Potamogeton berchtoldii</i> FIEBER in BERCHTOLD et OPIZ	C	C	B	C
<i>Potamogeton coloratus</i> HORNEMANN	A	A	A	A
<i>Potamogeton compressus</i> L.				B
<i>Potamogeton crispus</i> L.	C	C	C	B
<i>Potamogeton filiformis</i> PERSON	B	B	B	
<i>Potamogeton gramineus</i> L.				A
<i>Potamogeton helveticus</i> (G. FISCHER) W. KOCH in W. KOCH et G. KUMMER	C		C	
<i>Potamogeton lucens</i> L.	C	C	C	A
<i>Potamogeton lucens</i> x <i>natans</i>	C		B	
<i>Potamogeton mucronatus</i> SCHRADER ex SONDER	B		B	C
<i>Potamogeton natans</i> L.	C	C	B	A
<i>Potamogeton nodosus</i> POIRET	C	C	C	A
<i>Potamogeton nodosus</i> x <i>natans</i>	C		B	
<i>Potamogeton obtusifolius</i> MERTENS et KOCH	B	B	B	B

Art	Artengruppen (Bewertung)			
	MRK	MRS	MP(G)	TN
<i>Potamogeton panormitanus</i> BIVONA-BERNARDI	C	C	B	C
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	C	C	C	C
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	C	C	B	A
<i>Potamogeton perfoliatus x lucens</i>	C		B	
<i>Potamogeton polygonifolius</i> POURRET DE FIGEAC		A	A	A
<i>Potamogeton praelongus</i> WULFEN				A
<i>Potamogeton trichoides</i> CHAMISSO et SCHLECHTENDAHL	C	C	C	C
<i>Potamogeton x nitens</i> WEBER	B		A	
<i>Potamogeton x zizi</i> KOCH ex ROTH				A
<i>Racomitrium aciculare</i> (HEDW.) BRID.	A	A		A
<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	C	B	B	
<i>Ranunculus circinatus</i> SIBTHORP	B	B	B	B
<i>Ranunculus circinatus x trichophyllus</i>	B		B	
<i>Ranunculus flammula</i> L.		B		
<i>Ranunculus fluitans</i> LAMARCK	B	B	B	B
<i>Ranunculus fluitans x trichophyllus</i>	B	B	B	B
<i>Ranunculus hederaceus</i> L.				A
<i>Ranunculus peltatus</i> SCHRANK	A	A	A	A
<i>Ranunculus penicillatus</i> (DUMORTIER) BABINGTON agg.	B	B	B	B
<i>Ranunculus repens</i> L.			B	B
<i>Ranunculus trichophyllus</i> CHAIX in VILLARS	B	B	B	A
<i>Rhizomnium punctatum</i> ^A (HEDW.) KOP.		B		
<i>Rhynchostegium alopecurioides</i> (BRID.) A.J.E. SMITH		A		A
<i>Rhynchostegium murale</i> ^A (HEDW.) B.S.G.	A			
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (HEDW.) CARD.	B	C	B	B
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> ^A (HEDW.) WARNST.	A	B		
<i>Riccardia chamaedryfolia</i> ^A (WITH.) GROLLE	A	A		
<i>Riccia fluitans</i> L. emend. LORBEER	B	C	B	B
<i>Riccia rhenana</i> LORBEER	B	C	B	
<i>Ricciocarpos natans</i> (L.) CORDA	A	B		
<i>Sagittaria latifolia</i> WILLDENOW	C		C	
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	C		C	A
<i>Scapania undulata</i> (L.) DUM.	A	V	A	A
<i>Schistidium rivulare</i> (BRID.) PODP.	A	A		A
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) PALLA	B	B	B	B
<i>Scorpidium scorpioides</i> ^A (HEDW.) LIMPR.	A	B	A	
<i>Solanum dulcamara</i> L.				B
<i>Sparganium emersum</i> REHMANN	C	C	C	C
<i>Sparganium erectum</i> L. em. REICHENBACH	C		C	
<i>Sparganium minimum</i> WALLROTH				A
<i>Sphagnum</i> L. sp.		V	A	A
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) SCHLEIDEN	C	C	C	B
<i>Stratiotes aloides</i> L.				A
<i>Thamnobryum alopecurum</i> ^A (HEDW.) NIEUWL.	A	B		
<i>Tolypella glomerata</i> (DESVAUX in LOISELEUR-DESLONGCHAMPS)			A	
<i>Tolypella prolifera</i> (ZIZ ex A. BRAUN) LEONHARDI			A	
<i>Trapa natans</i> L.	C			C
<i>Utricularia australis</i> R. BROWN				
<i>Utricularia</i> L. sp.	A		A	
<i>Utricularia vulgaris</i> L.				A
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	B	B	B	A
<i>Zannichellia palustris</i> L.	C	C	C	B
sonstige Kleinlaichkräuter				C
übrige Bryophyta			B	B

Dank

Die vorliegende Arbeit konnte in ihrer endgültigen Form erst durch die Unterstützung vieler Personen entstehen, denen ich an dieser Stelle meinen Dank aussprechen möchte.

Besonderen Dank schulde ich Dr. Arnulf Melzer und Dr. Uta Raeder, die mir die Erstellung meiner Dissertation an der Limnologischen Station der TU München in Iffeldorf ermöglichten. Dr. Susanne Schneider danke ich für die hervorragende fachliche Betreuung und ihre stets konstruktiven Beiträge zum Gelingen dieser Arbeit.

Dr. Ursula Schmedtje und Dr. Jochen Schaumburg vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (München) sei stellvertretend für alle Mitglieder des PHYLIB-Projektes gedankt, die die Arbeit mit ihrer fachlichen Kompetenz unterstützten. Dr. Gerhard Welzl von der GSF (Neuherberg) beantwortete dankenswerterweise zahlreiche Statistik-Fragen.

Fleißige Helfer waren für die Kartierungsarbeiten im ganzen Bundesgebiet unverzichtbar. Vielen Dank an Barbara Passauer, Alexander Girg, Gisela Kangler und Sabine Faust.

Allen Mitarbeitern der Limnologischen Station danke ich für eine angenehme Arbeits- und Lebensatmosphäre. Ralf Schüpferling, Florian Hoffmann und Thorsten Andresen halfen bei diversen Computerproblemen. Barbara Egerer übernahm das Korrekturlesen der englischen Zusammenfassung. Danke!

Meinen beiden Büro-Kolleginnen Doris Stelzer und Andrea Vogel sei besonders für die schöne Zeit in Iffeldorf gedankt. Sie bereicherten das Leben im „Hexenkessel“ nicht nur durch fachliche Diskussionen!

Unverzichtbar für das Gelingen dieser Arbeit war die Unterstützung, die ich von meiner Familie erhalten habe. Meine Eltern haben mir Studium und Promotion erst ermöglicht. Ganz besonders möchte ich Klaus Steger danken, der als „Strömungsrefugium“ immer für mich da war.



Persönliche Daten

geboren am 16. Februar 1974 in Neuburg an der Donau
unverheiratet

Schulbildung

1980 - 1984 Grundschule in Neuburg
1984 - 1993 Descartes-Gymnasium in Neuburg
 Humanistischer Zweig
 Abschluss Allgemeine Hochschulreife

Hochschulstudium

1993 - 1999 Studium der Biologie an der Technischen Universität München
 Schwerpunkte: Limnologie, Vegetationsökologie, Botanik, Ökologische
 Chemie
 Diplomarbeit an der Limnologischen Station der TUM in Iffeldorf
 Thema: Verbreitung submerser Makrophyten in bayerischen Fließgewässern
 in Abhängigkeit von der Phosphorkonzentration im Wasser und im Sediment
1999 - 2003 Promotion an der Limnologischen Station Iffeldorf
 Thema: Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von
 Fließgewässern. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie

Anstellungen

1999 - 2002 Wissenschaftliche Angestellte an der TU München
seit April 2003 Angestellte am Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, München

