

Department für Ökologie
Fachgebiet für Limnologie

Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Seenbewertung - Ein Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland

Doris Stelzer

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. Wolfgang Oßwald

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

Die Dissertation wurde am 26.05.2003 bei der Technischen Universität München
eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung,
Landnutzung und Umwelt am 10.07.2003 angenommen.

Meinen Eltern

DANKE...

Meinen herzlichen Dank möchte ich all jenen aussprechen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Allen voran meinem Doktorvater Prof. Arnulf Melzer, der mir die Möglichkeit zu dieser Promotion gegeben hat und stets wertvolle Anregungen für meine Arbeit hatte. Zudem ist es ihm und Dr. Uta Raeder gelungen, ein besonders angenehmes wissenschaftliches und persönliches Umfeld zu schaffen. Ohne die außergewöhnlich anregende Arbeitsatmosphäre an der Limnologischen Station wäre diese Arbeit in der vorliegenden Form nicht zustande gekommen.

Dr. Ulla Schmedtje vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft sowie Dr. Susanne Schneider, die die Finanzierung der Arbeit durch Mittel der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser und des Bundesministeriums für Bildung und Forschung sichergestellt haben, möchte ich für ihre Mühen nicht nur im Vorfeld des Projektes danken. Auch bei allen anderen Mitarbeitern des PHYLIB-Projektes möchte ich mich für die sehr gute Zusammenarbeit und die zahlreichen fruchtbaren Diskussionen bedanken. Besonders erwähnen möchte ich an dieser Stelle nochmals Susi für ihre engagierte Anleitung und stets konstruktive Kritik. Zu Dank verpflichtet bin ich außerdem Herrn Dr. Gerhard Welzl, der alle Projektteilnehmer mit Geduld und Humor intensiv in allen Fragen der Statistik beraten hat.

Vielen Dank auch meinen Kolleginnen aus dem „Hexenkessel“ Petra Meilinger und Andrea Vogel, die mit Humor und Freude für mich gleichsam Ansporn, wichtige Kritikerinnen als auch nötige Ablenkung waren. Aber auch allen anderen Iffeldorfern, die mir mit Rat und Tat zur Seite standen, wenn es galt, Kartierungen zu planen oder Computer- und andere Probleme zu lösen, ein herzliches Dankeschön.

Für die hervorragende Teamarbeit und ihren persönlichen Einsatz bei den Kartierungsarbeiten möchte ich meiner Diplomandin Andrea Ganzenmüller sowie den Praktikantinnen Esther Deventer, Sabine Faust und Corinna Klotz danken. Des Weiteren war nur durch die unbürokratische Hilfe der zuständigen Landrats-, Landes-, und Wasserwirtschaftsämter sowie vieler anderer öffentlicher Kontaktstellen die reibungslose Bearbeitung dieses Themas möglich.

Ein besonders herzliches Dankeschön geht an Andreas Theuer, der auch in unruhigen Zeiten für den nötigen Ausgleich in meinem Leben gesorgt hat, ohne jemals Langweile aufkommen zu lassen.

Vielen Dank an alle !

INHALT

1	EINFÜHRUNG UND ZIELSETZUNG	1
2	DIE EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE	5
3	UNTERSUCHUNGSGEBIET	9
3.1	AUSWAHLKRITERIEN	9
3.2	LAGE DER SEEN	11
4	MATERIAL UND METHODEN	15
4.1	WASSERANALYSEN.....	15
4.2	MAKROPHYTENKARTIERUNG	16
4.3	STRUKTURELLE CHARAKTERISIERUNG DER PROBESTELLEN	18
4.4	AUFBEREITUNG DER KARTIERUNGSDATEN.....	19
4.5	AUSWERTUNG UND STATISTIK.....	21
4.5.1	Korrespondenzanalysen.....	21
4.5.2	Korrelation und Regression	22
4.5.3	Makrophytenindex (MI).....	22
5	ERGEBNISSE UND DISKUSSION	23
5.1	ENTWICKLUNG EINER BIOZÖNOTISCHEN SEENTYPOLOGIE.....	23
5.1.1	Ermittlung der Referenzstellen.....	26
5.1.2	Entwicklung der Typologie.....	26
5.1.3	Charakterisierung der Seentypen.....	30
5.1.3.1	<i>Karbonatreiche Seen der Alpen und des Alpenvorlandes (AK(s))</i>	<i>31</i>
5.1.3.2	<i>Silikatisch geprägte Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes (MTS).....</i>	<i>31</i>
5.1.3.3	<i>Stabil geschichtete karbonatreiche Wasserkörper des Tieflandes (TKg).....</i>	<i>32</i>
5.1.3.4	<i>Polymiktische karbonatreiche Wasserkörper des Tieflandes (TKp).....</i>	<i>33</i>
5.1.3.5	<i>Sonderfälle.....</i>	<i>34</i>
5.1.4	Möglichkeiten und Grenzen der Typologie	36
5.2	ENTWICKLUNG DES BEWERTUNGSVERFAHRENS	38
5.2.1	Getrennte Betrachtung verschiedener Makrophyten-Lebensformen	38
5.2.2	Teilaspekt Helophyten und Flachwasserarten.....	39
5.2.3	Teilaspekt Hydrophyten.....	44
5.2.3.1	<i>Beschreibung des Degradationsverlaufes innerhalb eines Typs.....</i>	<i>44</i>
5.2.3.2	<i>Einteilung der Arten in ökologische Artengruppen.....</i>	<i>45</i>
5.2.3.3	<i>Berechnung des „Referenzindex“</i>	<i>47</i>
5.2.3.4	<i>Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen.....</i>	<i>47</i>

5.2.4	Typspezifische Anwendung des Bewertungsverfahrens	48
5.2.4.1	<i>Karbonatreiche Seen der Alpen und des Alpenvorlandes (AK(s))</i>	48
5.2.4.2	<i>Silikatisch geprägte Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes (MTS)</i>	53
5.2.4.3	<i>Stabil geschichtete karbonatreiche Wasserkörper des Tieflandes (TKg)</i>	56
5.2.4.4	<i>Polymiktische karbonatreiche Wasserkörper des Tieflandes (TKp)</i>	61
5.2.5	Möglichkeiten und Grenzen des Bewertungsverfahrens.....	67
5.2.5.1	<i>Untersuchungsmethoden</i>	67
5.2.5.2	<i>Bewertung der Gewässerstellen</i>	68
5.2.5.3	<i>Gesamtbewertung von Seen</i>	69
5.2.5.4	<i>Anwendung auf ausgewählte Testdatensätze</i>	73
5.2.5.5	<i>Vergleich mit dem Makrophytenindex (MI)</i>	82
6	ZUSAMMENFASSUNG	85
7	SUMMARY	87
8	AUSBLICK	89
9	LITERATUR	91
10	ANHANG	101

VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN

Abbildung 3.1:	Karte der untersuchten Seen.....	13
Abbildung 5.1:	Schema zur Trennung von Wasserkörpern innerhalb eines Sees	24
Abbildung 5.2:	Korrespondenzanalyse (MVSP) der Referenzstellen	27
Abbildung 5.3:	Seen-Typ AK, CCA-Scatterplot (Probestellen)	41
Abbildung 5.4:	Seen-Typ AK, CCA-Scatterplot (Arten).....	41
Abbildung 5.5:	Zusammenhang zwischen Gesamtquantität der Helophyten und Nymphaeiden und der Gesamtbelastung (alle gemessenen Faktoren) (Typ AK; alle Probestellen) ...	43
Abbildung 5.6:	Zusammenhang zwischen Gesamtquantität der Helophyten und Nymphaeiden und der Gesamtbelastung (Stellen ohne starke Beschattung, steilem Gefälle oder grobem Substrat).....	43
Abbildung 5.7:	Zusammenhang zwischen Gesamtquantität innerhalb der ersten Tiefenstufe und der Gesamtbelastung (alle gemessenen Faktoren) (Typ AK; alle Probestellen).....	43
Abbildung 5.8:	Zusammenhang zwischen Gesamtquantität innerhalb der ersten Tiefenstufe und der Gesamtbelastung (Stellen ohne starke Beschattung, steilem Gefälle oder grobem Substrat).....	43
Abbildung 5.9:	Vegetationsökologische Tabelle (Typ MTS)	45
Abbildung 5.10:	Schematisierte Verteilung der Artengruppen auf die Probestellen innerhalb eines Typs	46
Abbildung 5.11:	Schema für die Einteilung der Indexwerte (Submerse, Typ AK(s))	51
Abbildung 5.12:	Schema für die Einteilung der Indexwerte (Submerse, Typ MTS).....	55
Abbildung 5.13:	Schema für die Einteilung der Indexwerte (Submerse, TKg).....	59
Abbildung 5.14:	Schema für die Einteilung der Indexwerte (Submerse, Typ TKp).....	65
Abbildung 5.15:	Ökologischer Zustand der Chiemseeabschnitte Stand 1998.....	71
Abbildung 5.16:	Unterschiedlich stark belastete Seen vom Typ AK(s).....	75
Abbildung 5.17:	Vergleich von RI und MI für Stellen des Typs AK(s).....	82

VERZEICHNIS DER TABELLEN

Tabelle 2.1:	Klassifikation der ökologischen Gewässerqualität	6
Tabelle 3.1:	Anzahl der angestrebten Probestellen pro Gewässertyp	9
Tabelle 3.2:	Zusammensetzung des Gesamtdatensatzes.....	10
Tabelle 4.1:	Pflanzenmengenskala nach KOHLER.....	18
Tabelle 4.2:	Substratklassen.....	19
Tabelle 4.3:	Schätzklassen der Beschattung	19
Tabelle 5.1:	Biologische Seetypen	29
Tabelle 5.2:	Makrophyten-Typologie für Seen: Bestimmungsschlüssel zur Einordnung der Probestellen	30
Tabelle 5.3:	Artengruppen Submerse (Typ AK(s)), teilweise ergänzt (*).....	49
Tabelle 5.4:	Zuordnung der Indexwerte zu den Ökologischen Zustandsklassen (Typ AK(s))	53
Tabelle 5.5:	Artengruppen Submerse (Typ MTS), teilweise ergänzt (*).....	54
Tabelle 5.6:	Zuordnung der Indexwerte zu den Ökologischen Zustandsklassen (Typ MTS).....	55
Tabelle 5.7:	Artengruppen Submerse (Typ TKg), teilweise ergänzt (*)	57
Tabelle 5.8:	Zuordnung der Indexwerte zu den Ökologischen Zustandsklassen (Typ TKg).....	58
Tabelle 5.9:	Artengruppen Submerse (Typ TKp), teilweise ergänzt (*).....	63
Tabelle 5.10:	Zuordnung der Indexwerte zu den Ökologischen Zustandsklassen (Typ TKp).....	64

1 EINFÜHRUNG UND ZIELSETZUNG

Wasser bildet die Grundlage allen Lebens. Auch für den Menschen ist es eine kostbare, unentbehrliche Ressource. Der verantwortungsvolle Umgang mit Gewässern ist unerlässlich, um den Lebensraum für eine reichhaltige Tier- und Pflanzenwelt zu erhalten, aber auch um sauberes Trinkwasser bereitstellen zu können. Um weltweit das Bewusstsein für die Bedeutung des Wassers zu fördern, haben die Vereinten Nationen das Jahr 2003 zum „International Year of Freshwater“ erklärt (UNESCO 2003). Auch die Europäische Gemeinschaft ist sich ihrer Verantwortung für den Schutz der Gewässer bewusst und hat aus diesem Grund gesetzliche Regeln zu deren Schutz erlassen. Um für die vorhandenen, zahlreichen Einzelverordnungen und Gesetze einen geeigneten Ordnungsrahmen zu schaffen, wurde im Oktober 2000 die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verabschiedet (EG 2000).

Voraussetzung für den Schutz der Gewässer ist eine möglichst genaue Kenntnis des Gewässerzustandes. Nur dadurch ist es möglich, Belastungen gezielt zu beseitigen und die Wirksamkeit von ergriffenen Maßnahmen zu überprüfen. Die Analyse von Gewässerbelastungen kann sowohl direkt durch chemische und physikalische Messungen als auch indirekt mit Hilfe von Bioindikatoren erfolgen. Nach ELLENBERG (zit. in KOHLER 1978) versteht man unter einem Bioindikator „eine Sippe oder Gemeinschaft 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“.

Chemische und physikalische Methoden erlauben zwar eine schnelle und genaue Quantifizierung von Umweltbelastungen, zeigen aber nur den Zustand zum Zeitpunkt der Probenahme an. Die Verwendung von Bioindikatoren hingegen bietet den Vorteil, dass schon durch die einmalige Untersuchung der im Gewässer lebenden Organismen die mittlere Gewässerbelastung über einen längeren Zeitraum erfasst werden kann. Verschiedene Organismengruppen integrieren je nach ihrer Lebensdauer über unterschiedlich lange Zeiträume. Des Weiteren lassen sich mit chemischen Untersuchungen nur bekannte Schadstoffe analysieren. Bioindikatoren reagieren hingegen auf die Gesamtheit der Umwelteinflüsse am Standort und zeigen auch Substanzen an, die in einem routinemäßigen Messprogramm nicht erfasst würden. Auch komplexe Umweltbelastungen lassen sich mit Hilfe von Bioindikatoren sicher indizieren. Der zuletzt genannte Aspekt gewinnt in neuerer Zeit zunehmend an Bedeutung.

Die in der Vergangenheit entwickelten Bioindikationssysteme beschränken sich darauf, einzelne Belastungsarten zu erfassen. Mit dem Saprobiensystem schufen KOLKWITZ & MARSSON (1909) erstmals eine Möglichkeit, die Auswirkungen organischer Abwässer zu indizieren. Die Einleitung ungereinigter Abwässer stellte, wegen des mit den Abbauprozessen einhergehenden Sauerstoffrückgangs, zu Beginn des vergangenen Jahrhunderts

das größte Problem für den Gewässerschutz dar. Durch den Bau bzw. Ausbau zahlreicher Kläranlagen verlor das Problem der Verunreinigung mit organischen Abwässern allmählich gegenüber anderen Einflüssen an Bedeutung. Die Biologie begegnete dieser Veränderung mit der Entwicklung neuer Systeme zur Indikation von Trophie (PORZELLA et al. 1979, MELZER 1988, HÜRLIMANN 1993, HOFMANN 1994, KELLY 1996), Versauerung (KRAUSE-DELLIN & STEINBERG 1984, MILLS & SCHINDLER 1986, CORING 1993, TREMP & KOHLER 1995), Salinität (ZIEMANN 1971, 1982) und toxischer Stoffe (GUNKEL 1994, EC 2002, PETRASKIENE 2003, VASSEUR & COSSU-LEGUILLE 2003). Obwohl die Belastungen eines Gewässers meist ein komplexes Zusammenspiel mehrerer dieser Faktoren darstellen, beschränken sich die meisten Bewertungsverfahren auf einzelne Belastungsarten. Erst mit der WRRL rückt die Gewässerökologie als Ganzes in den Mittelpunkt der Bewertung der europäischen Oberflächengewässer. Dieses Regelwerk fordert nicht die Bestimmung einzelner Schadstoff-Indizes, sondern schreibt für verschiedene Organismengruppen eine leitbildbezogene Bewertung vor. Durch den direkten Vergleich der Lebensgemeinschaften von Referenz- und Istzustand sollen sämtliche bekannte und bislang unbekannte schädliche Einflussfaktoren auf Gewässerflora und -fauna integrierend bewertet werden (vgl. Kapitel 2).

Zu den in der WRRL als biologische Qualitätskomponenten vorgegebenen Organismengruppen in Küsten- und Übergangsgewässern, Seen und Fließgewässern zählen makrophytische Wasserpflanzen. Diese eignen sich aufgrund ihrer Standorttreue sowie der Eigenschaft, die ökologischen Bedingungen am Wuchsort über längere Zeiträume zu integrieren, ausgezeichnet zur Langzeitindikation (SEELE 2000). Obschon die Indikatoreigenschaften von Makrophyten in Deutschland bereits seit geraumer Zeit für die Gewässerbewertung genutzt werden (KOHLER 1975, MELZER 1976, 1988, HÖSCH & BUHLE 1996, SCHNEIDER 2000), fehlte bisher ein typ- und leitbildbezogenes Verfahren im Sinne der WRRL. Die Anwendbarkeit der bestehenden Systeme ist auf einzelne Gewässertypen beschränkt. Natürliche, regionale Unterschiede im Trophieniveau werden nicht berücksichtigt, was eine deutschlandweite Bewertung unmöglich macht. Auch die von der Richtlinie geforderte leitbildbezogene Gewässerbeurteilung, die auf dem Vergleich der aquatischen Gesellschaft mit der natürlichen Referenzbiozönose basiert, kann mit den bestehenden Indikationsverfahren für Makrophyten nicht erfolgen. Diese ganzheitliche Einschätzung des ökologischen Zustandes geht über die bislang gängige Indikation einzelner Belastungen (z.B. Eutrophierung oder Versauerung) hinaus. Den Anforderungen der WRRL werden die bislang bestehenden Verfahren somit nicht gerecht.

Um diese Lücke zu schließen, wurde vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (BLFW) das BMBF-Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos (PHYLIB)“ angeregt und koordiniert (SCHMEDTJE et al. 2001). Das Projekt gliedert sich in Arbeitsbereiche für die Organismengruppen Makrophyten, Diatomeen und übriges Phytobenthos. Bearbeitet werden natürliche Fließgewässer mit einer Einzugsgebietsgröße von mindestens 10 km² und Seen mit einer Mindestfläche von 0,5 km². Übergangs- und Küstengewässer sowie künstliche Gewässer

wurden von der Bearbeitung ausgeschlossen. Der Teilbereich „Makrophyten in Seen“ wird im Rahmen dieser Doktorarbeit vorgestellt.

Die Bearbeitung der Pflanzengruppen erfolgte innerhalb des PHYLIB-Projektes getrennt nach den Arbeitsbereichen. Aus diesem Grund ergab sich im Teilgebiet „Makrophyten“ eine Beschränkung auf Characeen, Laub- und Lebermoose sowie die hydrophytischen und helophytischen Gefäßpflanzen. Mit Ausnahme der Characeen wurden makrophytische Grün-, Rot- und Braunalgen, die manche Autoren ebenfalls zu den Makrophyten zählen (WIEGLEB 1991, WEYER 1999), im Bereich „übriges Phytobenthos“ behandelt. Entsprechend den Vorgaben des Auftraggebers bezog sich die Untersuchung der Seen nicht auf die gesamten Gewässer, sondern auf eine Auswahl von Stellen. Das erstellte Bewertungssystem soll also die Einschätzung ausgewählter Stellen ermöglichen. Diese Einschränkung war nötig, da insbesondere in größeren Seen die Vegetation sehr heterogen ist und unmöglich als Einheit aufgefasst werden kann (SPENCE 1967, CARPENTER & TITUS 1984). Sowohl die natürliche Variabilität von Morphologie und Umland als auch punktuelle anthropogene Belastungen führen zu unterschiedlichen Wachstumsbedingungen für submerse Wasserpflanzen.

Um den Erfordernissen der WRRL gerecht zu werden, wurde in drei Arbeitsschritten vorgegangen:

1. Erstellen einer deutschlandweiten Typologie für Seen mit einer Mindestfläche von 0,5 km²
Im ersten Arbeitsschritt konnten anhand von anthropogen unbelasteten Gewässerstellen natürliche Seetypen mit jeweils charakteristischer Makrophytenvegetation abgegrenzt werden.
2. Erstellen typspezifischer Bewertungsverfahren, die am jeweiligen Referenzzustand ausgerichtet sind
Ziel dieser Arbeitsphase war ein Indikationssystem, das den Vergleich der Vegetation einer Stelle mit dem typspezifischen Referenzzustand bezüglich Artenzusammensetzung und Abundanz quantifiziert.
3. Anwendung auf ausgewählte Testdatensätze
Im letzten Arbeitsschritt wurde das erstellte Bewertungsverfahren anhand unterschiedlich stark degradierter Seen eines Typs diskutiert.

2 DIE EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE

Am 23. Oktober 2000 wurde in Luxemburg die "Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik" (EG 2000) verabschiedet. Der Erlass ist besser bekannt unter dem Namen "Europäische Wasserrahmenrichtlinie".

Ziel dieser Richtlinie ist der Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers. Vorrangige Inhalte sind die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie der Schutz und die Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme. Durch die schrittweise Reduzierung und Beendigung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären gefährlichen Stoffen soll ein stärkerer Gewässerschutz und eine Verbesserung der aquatischen Umwelt gewährleistet werden. Aus landschaftsökologischer Sicht erscheint besonders bemerkenswert, dass künftig nicht nur die Gewässer selbst, sondern auch die direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete unter Schutz stehen (BMU 2003).

Die Bewirtschaftung der Gewässer hat zukünftig flussgebietsbezogen zu erfolgen, also für das gesamte Gewässer mit seinen Zuflüssen. Dabei sind die hydrologischen Bedingungen maßgebend, nicht mehr Verwaltungs- oder Staatsgrenzen. Als wesentlich wird auch die nachhaltige Bewirtschaftung der Ressource Wasser angesehen. Auf diese Weise soll eine ausreichende Versorgung mit Oberflächen- und Grundwasser guter Qualität und eine erhebliche Reduzierung der Grundwasserverschmutzung sichergestellt werden sowie ein Beitrag zur Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren geleistet werden. Die Umsetzung dieser ehrgeizigen Ziele soll in mehreren Schritten erfolgen:

- ◆ Bis Ende 2003 ist die Richtlinie in nationales Recht umzusetzen.
- ◆ Bis Ende 2006 müssen die Überwachungsprogramme anwendungsbereit sein (EG 2000, Art. 8).
- ◆ Bis Ende 2009 sind Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne aufzustellen und an die Kommission zu übermitteln. Beide Instrumente müssen innerhalb der Bundesrepublik und mit den Nachbarstaaten koordiniert werden, um eine kohärente Gewässerbewirtschaftung in einem Flussgebiet zu gewährleisten.
- ◆ Bis Dezember 2012 müssen diese Maßnahmen in die Praxis umgesetzt sein (EG 2000, Art. 11(7)),
- ◆ um bis Ende 2015 in allen Gewässern einen zumindest „guten“ ökologischen Zustand zu erreichen.

Wie eingangs erwähnt, steht im Mittelpunkt der Bewertung des Gewässerzustandes nicht mehr die Schadstoffbelastung, sondern die Gewässerökologie. Anhang V der WRRL nennt als Hauptkomponenten zur Beurteilung von Seen die Organismengruppen Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna sowie Fischfauna. Unterstützend werden Hydromorphologie (unterteilt in Wasserhaushalt und Morphologie) sowie physikalisch-chemische Komponenten (als allgemeine Bedingungen, spezifische synthetische Schadstoffe und spezifische nichtsynthetische Schadstoffe) betrachtet.

Maßgeblich für die Zustandsbewertung ist die Orientierung an einem Leitbild, also der Vergleich mit dem gewässertypspezifischen Referenzzustand, einem anthropogen unbeeinflussten bzw. weitgehend unbeeinflussten Zustand, in dem die charakteristischen Lebensgemeinschaften unverändert sind (WALLIN et al. 2002). Standorte, welche die Referenzbedingungen in den einzelnen Gewässertypen repräsentieren, sind nach hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Merkmalen auszuwählen und anschließend über biologische Merkmale zu charakterisieren.

Die Bewertung der übrigen Stellen erfolgt dann anhand der Ähnlichkeit der zu untersuchenden Organismengruppen mit den beschriebenen Referenzzönosen bezüglich Artenzusammensetzung und Abundanz. Gewässertypspezifisch soll der Zustand anhand einer fünfstufigen Skala beurteilt werden (Tabelle 2.1).

Tabelle 2.1: Klassifikation der ökologischen Gewässerqualität

Güteklasse	Ökologische Qualität
I	sehr guter Zustand
II	guter Zustand
III	mäßiger Zustand
IV	unbefriedigender Zustand
V	schlechter Zustand

Die „sehr gute“ Gewässerqualität als Klasse I entspricht dabei vollständig oder weitgehend vollständig den natürlichen Bedingungen, während die „gute“ Gewässerqualität als Klasse II geringfügig und der „mäßige“ Zustand als Klasse III mäßig von den Referenzbedingungen abweicht und „signifikant stärkere Störungen [aufweist], als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist“ (EG 2000, Anhang V). Gewässer, deren biologische Qualitätskomponenten erhebliche Abweichungen von den Referenzbedingungen zeigen, werden als „unbefriedigend“ eingestuft. Sind die Veränderungen erheblich und fehlen große Teile der Referenzzönosen, gelten die Gewässer als „schlecht“.

Der Grenze zwischen Zustandsklasse II und III kommt hierbei besondere Bedeutung zu. Da der „gute“ ökologische Zustand als Entwicklungsziel anzustreben ist, besteht für alle schlechter eingestuften Gewässer Handlungsbedarf.

In Deutschland können die in der WRRL vorgegebenen Erhebungen heute nur in Hinblick auf die Beurteilung der Merkmalskomplexe Hydromorphologie und Chemie

durchgeführt werden. Deutschlandweite Verfahren zur leitbildbezogenen Bewertung der aquatischen Lebensgemeinschaften fehlen jedoch bislang. Aus diesem Grund wurden bundesweit verschiedene Projekte zur biologischen Gewässerbeurteilung ins Leben gerufen, die über eine Koordinationsstelle in Verbindung stehen (KOBIO 2003). Wie bereits erwähnt, fand die vorliegende Arbeit im Rahmen eines solchen Forschungsprojektes statt.

3 UNTERSUCHUNGSGEBIET

3.1 AUSWAHLKRITERIEN

Wesentlich für die Erstellung eines deutschlandweiten Bewertungsverfahrens ist eine breite Datenbasis, die die Vielfältigkeit der vorhandenen Seentypen sowie der anthropogenen Belastungen widerspiegelt. Um eine repräsentative Seenauswahl zu treffen, wurde am BLfW eine vorläufige Seentypologie erarbeitet (SCHMEDITJE et al. 2001). Berücksichtigt wurden hierbei denkbare Einflussfaktoren auf die in der WRRL genannten Organismengruppen wie Ökoregion, Höhenlage und Geologie (nach Anhang II und XI der WRRL). Diese Typologie teilt die in der Bundesrepublik vorkommenden Seen mit Seeoberflächen von mehr als 0,5 km² in 13 Typen ein.

Jeder dieser vorläufigen Typen sollte durch eine Auswahl an Seen unterschiedlicher Belastungszustände repräsentiert werden. Um dies zu gewährleisten, erging vom BLfW die Bitte an die zuständigen Länderbehörden, geeignete Gewässerstellen vorzuschlagen. Neben der Einteilung in die Vorabtypologie wurde von den Behörden eine vorläufige Beurteilung der Gewässerqualität aufgrund vorliegender Daten (z.B. Wasserchemie, biologische Untersuchungen) vorgenommen. Diese sollte nicht die spätere Bewertung vorwegnehmen, sondern wie die Typologie eine Orientierungshilfe bei der Gewässerauswahl darstellen, um sicher zu stellen, dass für jeden Gewässertyp ausreichend Daten der verschiedenen ökologischen Zustandsklassen zur Verfügung stehen.

Den Schwerpunkt sollten Gewässer des Referenzzustandes bilden, da diesem sowohl bei der Erarbeitung der biozönotischen Typologie als auch als Bezugspunkt bei der Erstellung des Bewertungssystems besondere Bedeutung zukommt. Da davon auszugehen war, dass der gewässertypspezifische Einfluss auf die Artenzusammensetzung und Abundanz mit zunehmender Degradation immer stärker verwischt wird und sich daher die Gewässertypen mit zunehmender Degradation immer mehr ähneln, wurden die vorläufigen Qualitätsklassen 4 und 5 mit weniger Probestellen abgedeckt. Tabelle 3.1 gibt die angestrebte zahlenmäßige Verteilung der Probestellen auf die Ökologischen Qualitätsklassen wieder.

Tabelle 3.1: Anzahl der angestrebten Probestellen pro Gewässertyp

Ökologische Qualitätsklasse	Anzahl der Probestellen
I	5
II	3
III	3
IV und V	3
Summe:	14

Die Gesamtzahl von 14 Probestellen pro Gewässertyp bildet einen Kompromiss zwischen größtmöglicher statistischer Sicherheit und den begrenzten Kapazitäten im Untersuchungszeitraum. Soweit möglich, wurden verschiedene Seen herangezogen, um die geforderte Stellenzahl zu erreichen.

Bei der Auswahl geeigneter Gewässerstellen wurden zunächst Ergebnisse früherer Makrophytenuntersuchungen berücksichtigt. Hierbei wurde zum einen auf Kompatibilität der Kartiermethodik (z.B. Einteilung in Tiefenstufen, Mengenschätzung) geachtet, zum anderen darauf, dass ergänzend adäquate Umweltdaten wie Wasserchemiewerte vorlagen, um eine vorläufige Einschätzung des ökologischen Zustands vornehmen zu können (SCHMEDITJE et al. 2001). Auf diese Weise konnten Makrophytendaten zu 103 Stellen aus 24 Seen verwendet werden, die im Rahmen verschiedener staatlicher Projekte zwischen 1988 und 2001 mittels Tauchkartierungen nach MELZER (1988) erhoben worden waren und am BLfW bzw. der Limnologischen Station der TU München vorlagen. Diese vorhandenen Daten wurden teilweise durch nachträglich aufgenommene Strukturparameter (siehe Kapitel 4.3) ergänzt.

Um einen bundesweit repräsentativen Gesamtdatensatz zu erhalten, wurden diese Altdaten durch Kartierungen von 172 Stellen in 71 Seen in den Jahren 2000 und 2001 ergänzt. Die Zusammenstellung der neu zu untersuchenden Seen erfolgte am BLfW aus den Vorschlägen der zuständigen Länderbehörden. In dieser Auswahl war die Untersuchung von 73 Stellen vorgeschrieben; in der Regel eine Stelle pro See. Zusätzlich zu den Vorgaben wurden 99 Stellen in den vom BLfW ausgewählten Seen untersucht. Zusammen mit den Altdaten konnten für das Erstellen des Bewertungssystems Kartierungsergebnisse zu 275 Stellen in 95 Seen verwendet werden (Tabelle 3.2).

Tabelle 3.2: Zusammensetzung des Gesamtdatensatzes

	Seen	Stellen
Neuerhebungen	71	172
Altdaten	24	103
Gesamt	95	275

Trotz der intensiven Bemühungen konnte die angestrebte Probestellenauswahl nicht für alle angenommenen Typen vollständig erfüllt werden. So weisen einige Typen in Regionen, die arm an natürlichen Seen sind (z.B. Mittelgebirge), in der Bundesrepublik nur wenige Vertreter auf. In stark anthropogen beeinflussten Landschaften ist die Zahl der naturnahen Seen entsprechend eingeschränkt. Auch dadurch, dass einige Seen mit einer Fläche von weniger als 0,5 km² einbezogen wurden, konnten nicht für alle vorläufigen Typen Referenzgewässer ausgewiesen werden. Dennoch konnte der Großteil der zu erwartenden Gewässertypen erfasst werden. Die Seen bilden demnach einen repräsentativen Querschnitt über das Bundesgebiet.

3.2 LAGE DER SEEN

Die untersuchten Gewässer verteilen sich auf acht Bundesländer mit Schwerpunkten in den seenreichen Regionen der Voralpen und der Norddeutschen Tiefebene. Auf eine Charakterisierung der einzelnen Seen wird an dieser Stelle verzichtet. Eine Auflistung der untersuchten Stellen befindet sich in Anhang I. Die Lage der beprobten Seen ist mit vorstehenden Nummern aus Abbildung 3.1 zu ersehen.

Brandenburg (BB)

1 Beetzsee	11 Gr. Zechliner See	22 Scharmuetzelsee
2 Blankensee/ Nieplitz	12 Gülper See	23 Schermuetzelsee
3 Grimnitzsee	13 Kalksee	24 Schwielochsee
4 Gr. Gollinsee	14 Kossenblatter See	25 Schwielowsee
5 Gr. Kastavensee	15 Lübbesee	26 Stienitzsee
6 Gr. Kronsee	16 Neuendorfer See	27 Trebowsee
7 Gr. Lychensee	17 Oberuckersee	28 Wittwese
8 Gr. Stechlinsee	18 Peetschsee	29 Zeuthener See
9 Gr. Treppelsee	19 Röddelinsee	30 Zootzensee
10 Gr. Wummsee	20 Roofensee	
	21 Sacrower See	

Baden-Württemberg (BW)

31 Alter Weiher	34 Feldsee	37 Ruschweiler See
32 Bodensee	35 Mindelsee	38 Titisee
33 Federsee	36 Mummelsee	

Bayern (BY)

39 Abtsdorfer See	49 Königssee	59 Staffelsee
40 Alpsee bei Füssen	50 Lustsee	60 Starnberger See
41 Chiemsee	51 Niedersonthofener See	61 Sulzberger See
42 Froschhauser See	52 Obersee	62 Tachinger See
43 Griessee	53 Pelhamer See	63 Tegernsee
44 Gr. Alpsee	54 Riegsee	64 Waginger See
45 Gr. Ostersee	55 Schliersee	65 Walchensee
46 Hopfensee	56 Seehamer See	66 Weissensee
47 Kirchsee	57 Simssee	67 Weitsee
48 Kochelsee	58 Spitzingsee	68 Wörthsee

Mecklenburg-Vorpommern (MV)

69 Außenmüritz	74 Gr. Kulowsee	79 Pinnower See
70 Barniner See	75 Gr. Peetscher See	80 Schaalsee
71 Breiter Luzin	76 Gr. Wariner See	81 Treptowsee
72 Dabelowsee	77 Lenzener See	
73 Gr. Kiever See	78 Malkwitzer See	

Niedersachsen (NI)

82 Dümmer	83 Steinhuder Meer
-----------	--------------------

Rheinland-Pfalz (RP)

84 Gemündener Maar	86 Laacher See	88 Schalkenmehrener Maar
85 Immerather Maar	87 Pulvermaar	89 Weinfelder Maar

Schleswig-Holstein (SH)

90 Arenholzer See	93 Selenter See	96 Wittensee
91 Dobersdorfer See	94 Südensee	
92 Gr. Plöner See	95 Suhrer See	

Sachsen-Anhalt (ST)

97 Süßer See

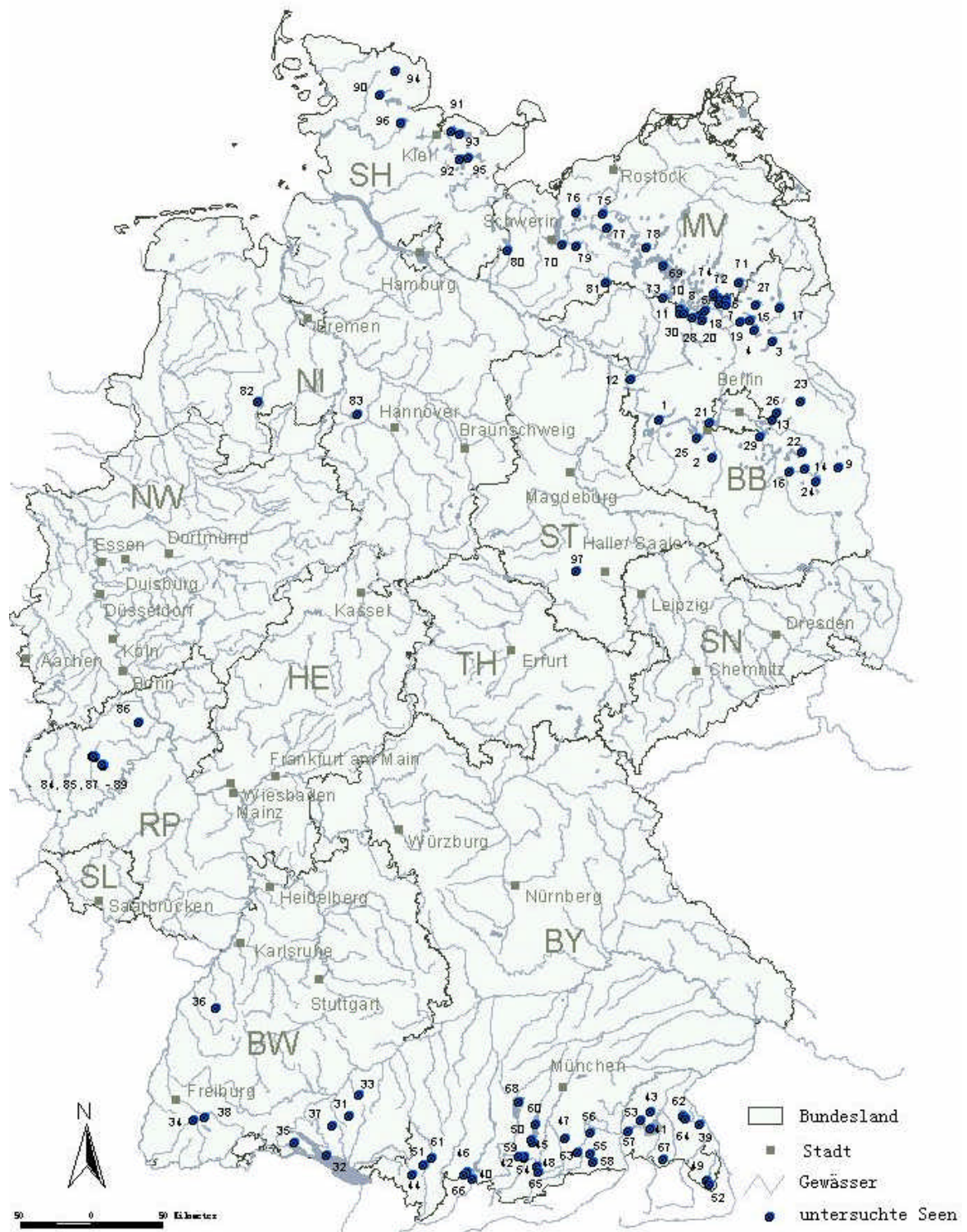


Abbildung 3.1: Karte der untersuchten Seen

4 MATERIAL UND METHODEN

Das erstellte Bewertungsverfahren beruht auf den Ergebnissen umfangreicher Kartierungsarbeiten. Wasserchemische und -physikalische Daten dienten als Hilfskriterium zur Zustandsabschätzung der Seen und spielten bei der Auswahl geeigneter Referenzstellen (Kapitel 5.1.1) eine wichtige Rolle.

4.1 WASSERANALYSEN

Die Messungen der physikalisch-chemischen Parameter wurden von den zuständigen Behörden an der tiefsten Stelle der kartierten Seen durchgeführt. Diese Daten wurden am BLfW gesammelt und für das PHYLIP-Projekt zur Verfügung gestellt.

Soweit vorhanden, gingen die wasserchemischen Daten aus mindestens vier Messungen (Frühjahr und drei Sommermessungen) des in Bezug zur Makrophytenkartierung aktuellsten Jahres in die Auswertungen ein. Messwerte, die unterhalb der Nachweisgrenze lagen, wurden durch den halben Wert der Nachweisgrenze ersetzt. Für jede Probenahme während der Vollzirkulation wurden aus den gemessenen Werten von Gesamt-Phosphor, gelöstem reaktivem Phosphor (SRP), Chlorophyll a, Ammonium-Stickstoff, Gesamtstickstoff, mineralischem Stickstoff, Nitrat-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Chlorid, Säurekapazität pH 4,3, pH-Wert, Leitfähigkeit (20°C) und Härte (Summe Erdalkalien) die Mittelwerte über die Wassersäule berechnet. Bei polymiktischen Seen wurden die Daten der entsprechenden Jahreszeit verwendet (etwa März bis Ende April). Die während der Sommermonate gewonnenen Messdaten wurden räumlich (über das Epilimnion) und zeitlich (über die Messungen) gemittelt. Bei der Interpretation der pH-Werte wurde berücksichtigt, dass diese aus einer logarithmischen Skala gewonnenen Mittelwerte nur einen geringen Aussagewert haben. Aus diesem Grund wurden zusätzlich die Minima und Maxima betrachtet.

Soweit die Daten vorlagen, wurde die Trophie der Seen aus folgenden Parametern nach LAWA (1999) berechnet:

- ◆ Gesamt-Phosphorkonzentrationen zur Zeit der Frühjahrszirkulation bzw. bei polymiktischen Seen zu entsprechender Jahreszeit (etwa März bis Ende April)
- ◆ Epilimnische Sommermittelwerte der Gesamt-Phosphorkonzentrationen sowie der Chlorophyll a-Konzentrationen (Sommermittelwert Mai bis September, ohne Klarwasserstadium)
- ◆ Sommermittelwerte der Sichttiefen (ohne Klarwasserstadium)

4.2 MAKROPHYTENKARTIERUNG

Die verwendeten **Altdaten** wurden nach der von MELZER & SCHNEIDER (2001) beschriebenen Methodik erhoben. Nach dieser Methode wird der gesamte Uferbereich von Tauchern untersucht. Das Ufer wird in unterschiedlich lange Abschnitte mit möglichst einheitlicher Vegetation unterteilt. Für jeden Abschnitt werden in vier Tiefenstufen (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m, 4 m bis zur unteren Vegetationsgrenze) die Mengen der vorkommenden Pflanzen anhand einer fünfstufigen Skala (KÖHLER 1978a, siehe unten) geschätzt.

Die Kartierung der Makrophytenvegetation der 71 **neu untersuchten Seen** erfolgte einmalig in der Hauptvegetationsperiode (Ende Juni bis Anfang September) in den Jahren 2000 und 2001. Erfasst wurden alle submersen sowie unter der Mittelwasserlinie wurzelnden makrophytischen Wasserpflanzen (Characeen, Wassermoose und Gefäßpflanzen).

Tauchkartierungen des gesamten Litoralbereichs nach MELZER (1988) sowie die Verwendung von Luftbildern in Kombination mit geeigneten Freilanduntersuchungen (z.B. SCHMIEDER 1997) ermöglichen eine genaue flächenmäßige Erfassung der makrophytischen Vegetation von Seen. Für eine vergleichende Untersuchung einer möglichst großen Anzahl von Gewässern sind diese Methoden jedoch mit einem zu hohen materiellen und personellen Aufwand verbunden. Aus diesem Grund wurden stichprobenartige Untersuchungen einzelner Transekte vorgenommen. Vom BLfW als Auftraggeber der Studie war zudem gewünscht, dass die eingesetzte Kartierungsmethodik auch bei einem späteren Monitoring von Mitarbeitern der zuständigen Behörden durchgeführt werden kann. Da die Mehrheit der in Frage kommenden Personen keine Tauchausbildung besitzt, wurden die Transekte nicht mittels Tauchkartierung untersucht, sondern durch die gleichfalls etablierte Verwendung von Rechen und Greifgeräten (JENSEN 1977, DEPPE & LATHROP 1993, ENGEL & NICHOLS 1994, KARTTUNEN & TOIVONEN 1995).

An den am BLfW zur Untersuchung ausgewählten Seen wurden vor Ort zwei bis vier homogene **gewässertypische Transekte** von 20-30 m Breite senkrecht zur Uferlinie untersucht, die außerhalb des direkten Einflussbereichs von Zu- und Abflüssen lagen. Die Stellen sollten möglichst große Unterschiede der Gewässerstruktur innerhalb eines Sees repräsentieren. Auswahlkriterien waren Exposition, Morphologie, Substratart, Uferbewuchs und Ufernutzung. Die exakte Lage der untersuchten Seestellen wurde vor Ort in Topographische Karten im Maßstab 1:50.000 bzw. soweit vorhanden 1:25.000 eingezeichnet. Jede Stelle wurde fotografisch festgehalten. Besonderheiten oder Auffälligkeiten an der Probestelle wurden notiert.

Entsprechend der Abschnittskartierung (MELZER & SCHNEIDER 2001) erfolgte die Einteilung in 4 Tiefenstufen (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m, 4 m bis zur unteren Vegetationsgrenze). Jede Tiefenstufe wurde einzeln untersucht. Die Beprobung fand von der Flachwasserzone in Richtung der unteren Grenze der Makrophytenbesiedlung statt.

Abhängig von den Bedingungen vor Ort kamen folgende Geräte zum Einsatz:

- ◆ Wathose bzw. Schnorchelausrüstung im Flachwasserbereich
- ◆ Schlauchboot
- ◆ Sichtkasten (Firma Skandidakt, Kvistgård, DK)
- ◆ Beidseitiger mit einem Tauchblei beschwerter Rechen (Abbildung 4.1.; Rechenkopf: 59 cm, Zinkenabstand 2 cm; modifiziert nach DEPPE & LATHROP 1993). Ein am Rechenstiel befestigtes Seil mit Markierungen in Meterabständen erlaubte die Beprobung von definierten Tiefenbereichen.
- ◆ Bodengreifer (Ekman-Birge, Firma Hydrobios, Kiel) und passender Eimer



Abbildung 4.1: Beidseitiger Rechen

Die erste Tiefenstufe wurde in der Regel watend mit dem Sichtkasten untersucht. Stichprobenartige Entnahmen mit Rechen bzw. Greifer dienten der Analyse der Artenzusammensetzung der Pflanzenpolster, z.B. in gemischten Characeenbeständen.

Im tieferen Wasser wurde mit dem Boot tiefenlinienparallel wiederholt hin und her gefahren. Soweit es die Transparenz des Gewässers zuließ, wurde die Ausdehnung der Pflanzenbestände mit dem Sichtkasten oder alternativ dazu schnorchelnd abgeschätzt. Aus jeder Tiefenstufe, in der sich die Pflanzenpolster nicht mit dem Sichtkasten erkennen ließen, wurden mindestens vier Stichproben mit den Rechen bzw. Greifer gezogen. Fanden sich in der letzten Probe neue Arten, so wurden weitere Proben entnommen, bis keine weiteren neuen Arten mehr festgestellt wurden. Bei der Beprobung mit dem Rechen wurde dieser stets vom tiefen in Richtung des flacheren Bereichs gezogen, um ein Abgleiten am Substrat zu verhindern. Entsprechend den Bedingungen vor Ort wurde mit dem Rechen und/oder dem Bodengreifer gearbeitet (STELZER & SCHNEIDER 2001).

In jeder Tiefenstufe wurde die beobachtete Häufigkeit jeder Art als Pflanzenmenge anhand der fünfstufigen Skala nach KOHLER (1978a; Tabelle 4.1) abgeschätzt. Diese semi-quantitative Mengenschätzung kombiniert Abundanz und Deckung der einzelnen Arten und bietet unabhängig vom Bearbeiter eine sehr gute Reproduzierbarkeit der Ergebnisse, ohne eine zu große Genauigkeit vorzuspiegeln (CEN 2001).

Tabelle 4.1: Pflanzenmengenskala nach KOHLER

Pflanzen- menge	Beschreibung
1	sehr selten
2	selten
3	verbreitet
4	häufig
5	massenhaft

Die Art, die die untere Vegetationsgrenze bildete, wurde ebenso wie die entsprechende Tiefe notiert. Von schwer determinierbaren Arten wurden Proben entnommen, die unter dem Stereomikroskop nachbestimmt und gegebenenfalls herbarisiert wurden. Zur Bestimmung der Arten diente die im Folgenden aufgelistete Literatur:

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

4.3 STRUKTURELLE CHARAKTERISIERUNG DER PROBESTELLEN

Als Ergänzung erfolgte die Aufnahme wesentlicher Standortfaktoren der zu untersuchenden Stellen. Erfasst wurde der prozentuale Anteil verschiedener **Nutzungsformen** des Ufers (z.B. Badebereiche, Häfen, Parkanlagen, Wohnflächen) bis zu einer Entfernung von 5 bzw. 20 m vom Gewässerrand (vgl. Anhang II). Vorhandene **Uferverbauungen** wurden nach den verwendeten Materialien in vier Klassen eingeteilt (Steine/Blöcke, Beton/Steinmauer, Holz, Stahl).

Neben der Uferbeschreibung wurden wesentliche gewässerinterne Faktoren bezogen auf die untersuchten Tiefenstufen berücksichtigt. Die Abschätzung des **Gefälles** erfolgte in den drei Stufen flach, mittel und steil. Die prozentuale Zusammensetzung des **Substrates** wurde gemäß Tabelle 4.2 aufgenommen.

Tabelle 4.2: Substratklassen

	0-1 m	1-2 m	2-4 m	> 4 m
Fels (anstehend)				
Blöcke (> 50 cm)				
Steine (10 - 50 cm)				
Grobkies (2 - 10 cm)				
Feinkies (0,2 - 2 cm)				
Sand				
Seekreide				
Sandmudde				
Kalkmudde				
Detritusmudde				
Torfmu­dde				
Sapropel				
Röhrichtstoppeln				

Im Flachwasser wurden die **Beschattungsverhältnisse** auf Grundlage der Skala nach WÖRLEIN (1992, Tabelle 4.3) ermittelt.

Tabelle 4.3: Schätzklassen der Beschattung

1	vollsonnig	Sonne von deren Auf- bis Untergang
2	sonnig	in der überwiegenden Zeit zwischen 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

4.4 AUFBEREITUNG DER KARTIERUNGSDATEN

Die Aufbereitung der Daten erfolgte mit den Programmen EXCEL 2002 und ACCESS 2002 (Microsoft). Trotz der abweichenden Kartierungsmethodik zwischen alten und neu erhobenen Kartierungsdaten war eine gemeinsame Auswertung möglich. Die Einteilung der Tiefenstufen (nach MELZER 1988) sowie die Pflanzenmengenskala (nach KOHLER 1978a) war bei beiden Methoden identisch. Vergleichende Untersuchungen (eigene unveröffentlichte Daten) ergaben gute Übereinstimmungen der für die Stelle charakteristischen Arten. Jedoch wurden seltene, verstreut auftretende Taxa bei der Verwendung von Greifgeräten leichter übersehen als bei Tauchkartierungen. Bei der Entwicklung des Bewertungsverfahrens wurde dies berücksichtigt. Im Anschluss an die Entwicklung des im Folgenden

vorgestellten Bewertungsverfahrens wurde der Einfluss der Kartiermethodik auf die Zustandsbewertung überprüft (Kapitel 5.2.5.1).

Die **Nomenklatur** der makrophytischen Wasserpflanzen richtet sich nach CASPER & KRAUSCH (1980 & 1981) bzw. KRAUSE (1997) im Fall der Characeen. Davon abweichende Bezeichnungen innerhalb der vorhandenen Altdaten wurden angepasst. Da bei den Kartierungen teilweise auf unterschiedlichem **Bestimmungsniveau** gearbeitet worden war, waren hier ebenfalls Anpassungen notwendig. So wurden Vorkommen von Unterarten (beispielsweise der Characeen) auf Artniveau zusammengefasst. Die in Seen ohnehin seltenen Moosfunde wurden mit Ausnahme der Gattung Fontinalis zu der Sammelgruppe Bryophyta vereinigt.

Zur Erstellung der biozönotischen Typologie wurden **seltene Arten** ausgeschlossen, also Arten, die entweder nur an einer Stelle oder an zwei Stellen mit Häufigkeiten nicht über zwei („selten“) angetroffen worden waren. Diese seltenen Arten sind nicht geeignet, typbedingte Ähnlichkeiten zwischen Stellen aufzuzeigen. Ihre Berücksichtigung erschwert die statistische Datenauswertung (GAUCH 1982 zit. in OBERDORFF et al. 2001). Die Erarbeitung der Referenzbiozönos und Degradationsverläufe hingegen erfolgte unter Einbeziehung aller Taxa.

Um statistische Ähnlichkeitsanalysen einzelner Stellen durchführen zu können, mussten die Kartiererergebnisse der untersuchten **Tiefenstufen** zusammengefasst werden. In die Datenauswertung sollte die Zusatzinformation, die die Tiefenverbreitungen der Arten bieten, mit eingehen, um eine möglichst differenzierte Betrachtung zu gewährleisten. Aus diesem Grund wurden Arten mit Vorkommen in unterschiedlichen Tiefenstufen entsprechend ihrer Tiefenverbreitung aufgeteilt. Funde einer Art aus verschiedenen Tiefen wurden wie Funde unterschiedlicher Arten behandelt (also Art A aus 0-1 m, Art A aus 1-2 m, u. s. w.). Die so aufbereiteten Daten gingen in die statistischen Analysen sowie in die Vegetationstabellen ein. Bei der Entwicklung des Bewertungssystems zeigte sich schließlich, dass eine Vereinfachung keinen nennenswerten Informationsverlust zur Folge hatte. Aus diesem Grund konnten zur Bewertung einer Stelle die Abundanzen der Taxa jeweils über alle Tiefenstufen aufsummiert werden.

Für diese Berechnungen war eine Umwandlung der geschätzten Pflanzenmengen (P) in **Quantitäten** (Q) notwendig. Die verwendete Skala (KÖHLER 1978a) ist nicht linear, d. h. die Skalierung der Schätzwerte ist ordinal. Bei Bedarf können die Werte jedoch über die Funktion $Q = P^3$ in ein metrisches Niveau überführt werden (KÖHLER & JANAUER 1995), was nach MELZER (1988) eine gute Abschätzung der Makrophyten-Biomasse bietet.

4.5 AUSWERTUNG UND STATISTIK

Die meisten Abbildungen im Anhang wurden mit EXCEL 2002 (Microsoft) bzw. dem Grafikprogramm CorelDRAW 6.00 (Corel) erstellt. Für statistische Berechnungen wurden die Programme SPSS 10.0 für Windows (SPSS Inc.) und MVSP 3.12f (Kovach Computing Services) verwendet. Die statistischen Analysen dieser Arbeit dienen der Beschreibung und Strukturierung der Datengrundlage. Wesentliche Aufgabe war das Erkennen von Ähnlichkeiten zwischen verschiedenen Makrophytengesellschaften, um eine Typologie zu erarbeiten. Zur Erstellung des Bewertungssystems wurde nach Zusammenhängen zwischen den Umweltdaten und den Abundanzen der Taxa gesucht.

Da die Normalverteilung der Grundgesamtheit der gemessenen Parameter nicht statistisch gesichert werden konnte bzw. die Annahme nicht begründet werden konnte, wurden nichtparametrische Testverfahren bevorzugt. Dadurch wird eine Vergrößerung des Fehlers II. Art, d. h. der Verlust an Macht (power), in Kauf genommen. Bei fälschlicher Verwendung von parametrischen Tests besteht jedoch die Gefahr einer unkontrollierbaren Vergrößerung des Fehlers I. Art. Diese Art von Fehler muss in jedem Fall vermieden werden (BÄRLOCHER 1999).

4.5.1 Korrespondenzanalysen

Zur Erstellung der Typologie (Kapitel 5.1.1) wurden Korrespondenzanalysen (CA) durchgeführt (MVSP 3.12f). Das resultierende Streudiagramm zeigt die Ähnlichkeit der Aufnahmen in ihrer Artenzusammensetzung und Abundanz durch die Nähe der entsprechenden Punkte (Probestellen) zueinander an. Verwendet wurde der Algorithmus nach Hill, die Anzahl der Achsen wurde nach dem „Kaiser-Kriterium“ gewählt (vgl. STOYAN et al. 1997). Auf die Standardisierung der Kartierungsdaten konnte wegen der verwendeten Schätzskala verzichtet werden, die die gleichen Vorteile wie normierte Häufigkeitsklassen bietet (vgl. BRAUKMANN 2000).

Mit Hilfe der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) wurde nach Zusammenhängen zwischen den Umweltdaten und den Abundanzen der Taxa gesucht (MVSP 3.12f). Es wurden die gleichen Einstellungen wie zur Durchführung der Korrespondenzanalyse verwendet. Zur Untersuchung des Einflusses der Gewässerstruktur auf die Flachwasservegetation (Kapitel 5.2.2) wurden seltene Taxa geringer gewichtet als häufige. Dadurch sollte bei der Suche nach geeigneten Indikatorarten die Überbewertung zufälliger Einzelfunde vermieden werden.

4.5.2 Korrelation und Regression

Mit Hilfe von Korrelationen kann bestimmt werden, in welchem Maße Änderungen zweier Variablen miteinander verknüpft sind (BÄRLOCHER 1999). Auch bei der Korrelation von zwei Variablen wurde auf nichtparametrische Testverfahren zurückgegriffen. Die Zusammenhänge zwischen zwei Variablen werden mit dem Korrelationskoeffizienten nach Spearman angegeben, der für ordinale und nicht normalverteilte Intervalldaten geeignet und wesentlich robuster als der Korrelationskoeffizient nach Pearson ist (STAHEL 1999). Untersucht wird dabei die monotone Beziehung, indem zunächst Ränge innerhalb der zu vergleichenden Datensätze gebildet werden, um diese dann untereinander zu vergleichen. Der resultierende Wert variiert zwischen -1 (perfekte negative Korrelation) und +1 (perfekte positive Korrelation). Neben dem Koeffizienten werden der Wahrscheinlichkeitswert p sowie die Fallzahl N mit angegeben.

Liegt eine Korrelation vor und erscheint die Anwendung einer Regression sinnvoll, wird ein entsprechendes Regressionsmodell zu Grunde gelegt. Neben der Regressionsfunktion wird das Bestimmtheitsmaß r^2 und die entsprechende Fallzahl N mit angegeben. Das Bestimmtheitsmaß gibt in Prozent Aufschluss darüber, wie viel Varianz der Daten durch diese Regressionsfunktion erklärt werden kann. Der kausale Zusammenhang zwischen den Variablen muss sichergestellt sein und kann nicht durch die ermittelte Signifikanz begründet werden (BÄRLOCHER 1999).

4.5.3 Makrophytenindex (MI)

Für die Stellen der süddeutschen Seen (BY und BW) wurde der Makrophytenindex nach MELZER (1988) berechnet. Die Einstufung der indikativen Makrophytenarten in die Indikatorgruppen erfolgte nach der aktuellen Einteilung von MELZER & SCHNEIDER (2001). Der MI lässt sich gemäß folgender Formel ermitteln:

$$MI = \frac{\sum_{i=1}^n I_i * Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i}$$

MI	=	Makrophytenindex
I_i	=	Indikatorwert des i -ten indikativen Taxons
Q_i	=	Quantitätsstufe des i -ten indikativen Taxons
n	=	Gesamtzahl der Taxa

Nach dieser Formel lässt sich für jeden Abschnitt der Makrophytenindex berechnen, der zwischen 1,0 und 5,0 variiert. Zur Entwicklung dieses Trophieindexes wurden ausnahmslos kalkreiche Seen Süddeutschlands berücksichtigt (MELZER 1988).

5 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

5.1 ENTWICKLUNG EINER BIOZÖNOTISCHEN SEENTYPOLOGIE

Schon im frühen 20sten Jahrhundert wurde begonnen, verschiedene Seen in Deutschland in einem biologischen Seentypensystem zusammenzufassen. Den anhand der Tiefenfauna entwickelten Typen THIENEMANNs (1921) wurden bald charakteristische Pflanzengesellschaften zugeordnet (DONAT 1926). Im Laufe des Jahrhunderts wurde dieses ursprünglich nur drei Typen umfassende System weiter ausgebaut und verfeinert (z.B. KRAUSCH 1974, POTT 1983). Diese Typisierungen orientieren sich jedoch in erster Linie an der aktuellen trophischen Gewässersituation, ohne den natürlichen Zustand als Leitbild zu berücksichtigen. Als Grundlage eines Bewertungsverfahrens im Sinne der WRRL, das unter anderem den Einfluss anthropogener Eutrophierung erfassen soll, sind diese Systeme daher nicht geeignet. Deshalb wurde eine spezielle Makrophyten-Typologie für Seen entwickelt, die als Bestandteil der Bewertungsverfahren verstanden werden muss.

An dieser Stelle ist auch die europäische Arbeitsgruppe "Reference conditions and ecological classification" (REFCOND) zu erwähnen. Diese Arbeitsgruppe hat es sich zum Ziel gesetzt, für Fließgewässer und Seen einheitliche Kriterien für die Definition von Referenzbedingungen und die Festlegungen der Klassengrenzen zu schaffen. Dies soll eine europaweite Vergleichbarkeit der Bewertungsergebnisse gewährleisten. Zusätzlich liefert die Arbeitsgruppe Hilfestellungen für die Typisierung der Gewässer. Obwohl diese Projektgruppe zeitgleich zur vorliegenden Studie tätig war, konnten einige Vorschläge aus dem Entwurf des Abschlussberichts (WALLIN et al. 2002) mitberücksichtigt werden.

Aufgrund der gewählten Vorgehensweise, statt kompletter Seen ausgewählte Abschnitte zu untersuchen, basiert auch die resultierende Seentypologie auf der Gruppierung von Gewässerstellen. Somit konnten neben regionalen Faktoren wie Ökoregion und Geologie, die den gesamten See betreffen, auch kleinräumige, innerhalb eines Gewässers variable Einflüsse berücksichtigt werden, sofern sie einen maßgeblichen Einfluss auf die Lebensgemeinschaft im Referenzzustand ausüben. Für Seen bedeutet dies, dass Abschnitte mit unterschiedlichen morphometrischen Eigenschaften, z.B. bedingt durch die Lage in unterschiedlichen Seebecken, verschiedenen Typen zugeordnet werden können. Aus diesem Grund wird in der vorliegenden Arbeit zwischen Seen, Wasserkörpern und Stellen differenziert. Da auch die Terminologie der Seentypisierung noch unzureichend standardisiert ist, werden im Folgenden einige zum Verständnis der folgenden Abschnitte relevante Begriffsdefinitionen aufgeführt.

See

Der Begriff See wird verwendet, wenn Aussagen über das gesamte Gewässer gemacht werden, die alle Stellen gleichermaßen betreffen, z.B. über die Lage innerhalb einer Öko-region oder zum Chemismus des Sees.

Wasserkörper

Ein Wasserkörper bezeichnet gemäß Artikel 2/10 der WRRL (EG 2000) einen „einheitliche[n] und bedeutende[n] Abschnitt eines Oberflächengewässers“ und wird im Folgenden verwendet, um Eigenschaften unterschiedlicher Seebecken zu beschreiben. Dies ist beispielsweise der Fall, wenn in verschieden tiefen Becken eines Sees ungleiche hydrologische Bedingungen vorherrschen, die sich in unterschiedlichem Schichtungsverhalten manifestieren (vgl. Abbildung 5.1).

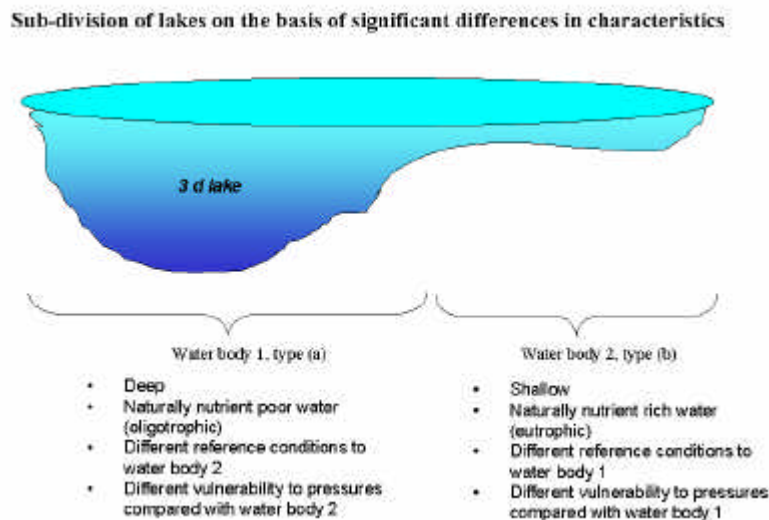


Abbildung 5.1: Schema zur Trennung von Wasserkörpern innerhalb eines Sees nach REFCOND (WALLIN et al. 2002)

Gewässerstelle

Gewässerstellen beziehen sich auf kleinräumige, homogene Einheiten innerhalb der Wasserkörper, z.B. die untersuchten Transekte oder allgemein Bereiche, die sich in Ufermorphologie oder Substrat unterscheiden.

Gewässertyp

Ein Gewässertyp fasst individuelle Gewässerstellen nach Gemeinsamkeiten zusammen und grenzt diese von Gewässerstellen mit anderen Ähnlichkeitsmerkmalen ab. Der Gewässertyp tritt in der Natur individuell ausgestaltet auf. Gewässertypen können für Regionen

unterschiedlicher Maßstabsebenen ausgewiesen werden (z.B. Gewässertypen einer naturräumlichen Haupteinheit, einer Ökoregion, Europas) (SOMMERHÄUSER & SCHUHMACHER im Druck, zit. in SCHMEDTJE et al. 2001a). Die Typologie kann **geomorphologisch** oder **biozönotisch** entwickelt werden.

Geomorphologische Typologie

Die geomorphologischen Typen (z.B. nach MATHES et al. 2002) sind an morphologischen, physikalisch-chemischen und hydrologischen Eigenschaften der Gewässer ausgerichtet. Die ihnen zugrunde liegenden Charakteristika sind für die einzelnen biologischen Organismengruppen (Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, Makrozoobenthos sowie Fische) in unterschiedlichem Maße von Bedeutung. In der Anwendung der WRRL ist diese von den biologischen Gruppen unabhängige Typologie wichtig, um eine Gewässer- auswahl zu treffen.

Biozönotische Typologie

Die biozönotische Typologie fasst Gewässer allein nach gemeinsamen Vorkommen **einer** Organismengruppe zusammen. Auch wenn sie Gemeinsamkeiten mit der Geomorphologischen Typologie haben kann, ist sie von dieser unabhängig. Abiotische Faktoren werden nur insoweit berücksichtigt, wie sie nachweislich Einfluss auf die jeweilige Biozönose haben. An diesem individuell für jede Organismengruppe erstellten System kann letztlich die Bewertung erfolgen. Grundlage für die Aufstellung von biozönotischen Gewässertypen müssen möglichst **naturnahe Referenzstellen** sein.

Die biozönotische Typologie soll die geomorphologische Typisierung keinesfalls ersetzen, sondern mit dieser kompatibel sein.

Referenzstellen

Referenzstellen sind möglichst naturnahe, also nur minimal gestörte Gewässerstellen. Sie zeigen charakteristische Eigenschaften eines Gewässertyps ohne anthropogene Überformungen (OBERDORFF et al. 2001). Referenzstellen dienen deshalb sowohl als Grundlage der Typologie als auch als Leitbild der Gewässerbewertung.

Der Zustand der Referenzstellen stellt kein konkretes Sanierungsziel dar, sondern kann lediglich als das aus rein fachlicher Sicht maximal mögliche Sanierungsziel verstanden werden, wenn es keine sozio-ökonomischen Beschränkungen gäbe (KOHMANN 1997). Kosten-Nutzen-Betrachtungen sind daher bei der Auswahl der Referenzstellen nicht angebracht.

5.1.1 Ermittlung der Referenzstellen

Wegen der großen Bedeutung für die Typologie und das Bewertungssystem wurde der Auswahl geeigneter Referenzstellen besondere Aufmerksamkeit geschenkt. Die von den zuständigen Ländervertretern vorab als „gut“ und „sehr gut“ eingeschätzten Stellen (siehe Kapitel 3.1) wurden nach Erhalt aller relevanten Messdaten auf ihre Eignung als Referenz untersucht. Die Überprüfung erfolgte nach den Kriterien Hydrochemie, Gewässerstruktur und Biologie.

Als wichtigste **physikalisch-chemische** Belastungsparameter wurden Gesamtphosphor, Nitratstickstoff, Nitritstickstoff, Ammoniumstickstoff, Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit, Chloridkonzentration und Chlorophyll a betrachtet. Zusätzlich wurde die Trophie nach LAWA (1999) berechnet und mit den von SCHAUMBURG et al. (2003) angenommenen Trophiebereichen der vorläufigen Typen verglichen. Als Referenz kamen nur Seen in Frage, deren aktuelle Trophie nicht schlechter war als die für den „sehr guten“ Zustand geforderte.

Soweit möglich wurde auch die jüngere Entwicklung der Seen hinsichtlich ihrer Trophie berücksichtigt. In Seen, die in der Vergangenheit starken Eutrophierungseinflüssen ausgesetzt waren, bestehen auch nach erfolgreichen Sanierungsmaßnahmen veränderte Lebensbedingungen für die aquatische Vegetation, z.B. durch bestehende hohe Nährstoffkonzentrationen im Sediment (MELZER et al. 1988, SEELE 2000). Aus diesem Grund wurden aus Seen mit laufenden oder vor kurzem abgeschlossenen Sanierungsmaßnahmen keine Referenzstellen ausgewählt.

Zur **strukturellen** Überprüfung der Probestellen wurden ausgewählte Parameter der Kartierprotokolle (siehe Anhang II) verwendet. Von den Referenzstellen ausgeschlossen wurden Stellen mit starker Ufernutzung wie Badestellen, Ankerplätze, angrenzende Gärten oder Uferverbau. Eingriffe in den Wasserhaushalt wie künstliche Wasserstandsveränderungen wurden ebenfalls als Ausschlusskriterium berücksichtigt.

Ein **biologisches** Kriterium zum Ausschluss von Referenzstellen stellte der Besatz mit herbivoren Fischen wie Gras-, Marmor- und Silberkarpfen dar, der entweder Artenverarmung oder die Beseitigung der submersen Vegetation zur Folge hat (DILEWSKI & SCHARF 1988, ROWECK & SCHÜTZ 1988).

5.1.2 Entwicklung der Typologie

Die Entwicklung der Seentypologie auf Basis der Makrophytenvorkommen wurde anhand statistischer Ähnlichkeitsanalysen der Referenzstellen durchgeführt. Die strengen Auswahlkriterien wurden nur von insgesamt 32 Stellen erfüllt. Durch die Einbeziehung degradierter Stellen käme es jedoch zum Verwischen der Grenzen zwischen den einzelnen Typen, weshalb darauf verzichtet wurde.

Mittels Korrespondenzanalysen ließen sich Gruppen von **Referenzstellen** mit ähnlicher Artenzusammensetzung zusammenfassen. Wie an den ersten drei Achsen der CA (Abbildung 5.2) zu sehen ist, können die Stellen der verschiedenen **Ökoregionen** deutlich abgegrenzt werden.

Eine Einheit bilden die Stellen **karbonatarmer Mittelgebirgsseen** (I), deren Arteninventar sich grundlegend von dem der karbonatischen Gewässer (II und III) unterscheidet. Zur Charakterisierung der geochemischen Unterschiede empfiehlt sich die Kalziumkonzentration (MATHES et al. 2002).

Die Gruppe der Stellen in **Alpen- und Voralpenseen** (II) zeigt eine gewisse Ähnlichkeit mit den ebenfalls **karbonatreichen** Stellen von Seen der **Norddeutschen Tiefebene** (III). Sie lässt sich von dieser jedoch klar abtrennen. Diese Unterscheidung ist auch wegen des abweichenden Degradationsverlaufs nötig (Kap 5.2.4). Abhängig von geographischer und klimatischer Lage variiert das soziologische und trophische Verhalten der submersen Makrophyten, so dass einzelne Arten auf Degradierungseinflüsse unterschiedlich reagieren. Eine Untergruppe bilden einige Stellen der untersuchten Alpenseen (IIa). Diese Stellen unterscheiden sich von den restlichen karbonatreichen Stellen Süddeutschlands (II) überwiegend durch geringere Artenzahlen und Abundanzen. Auffallend ist die besondere Steilheit und das grobe Substrat der Stellen von **Bergseen**.

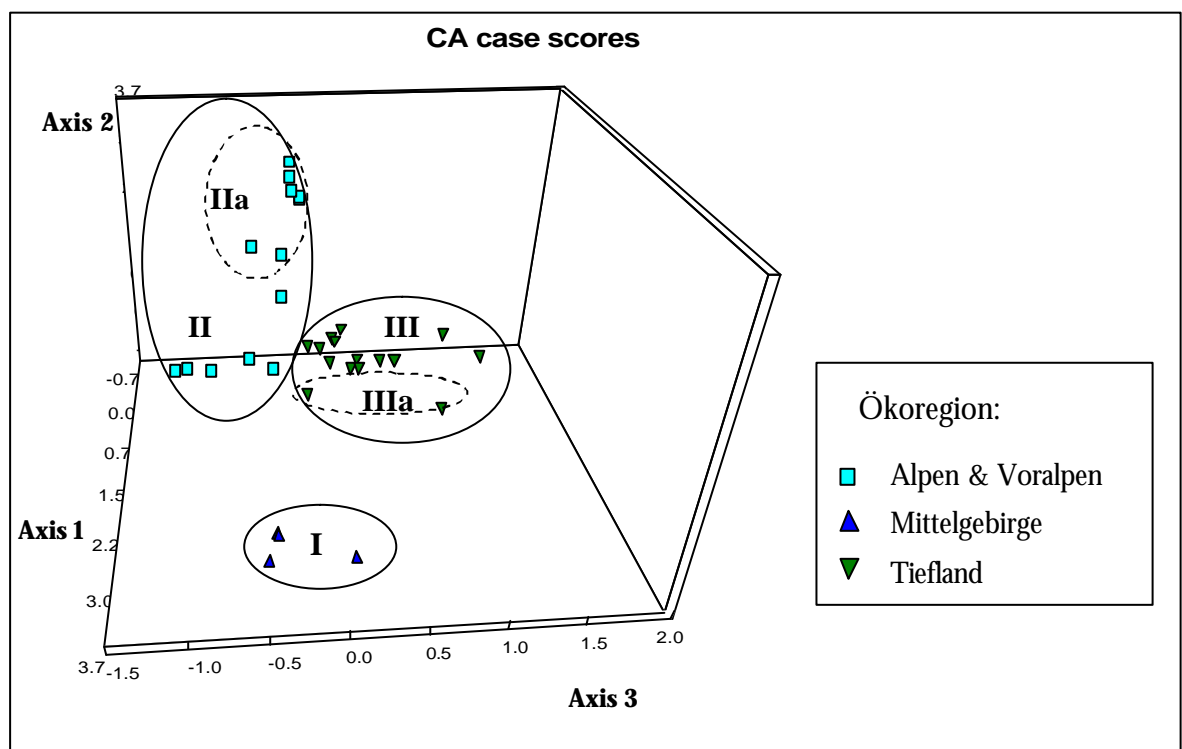


Abbildung 5.2: Achse 1, 2 und 3 der Korrespondenzanalyse (MVSP) basierend auf Artenzusammensetzung und Abundanzen an den Referenzstellen; Ökoregionen nach MATHES et al. (2002)

Obwohl sich die Stellen der norddeutschen Seen anhand der CA nicht weiter unterscheiden ließen, musste eine zusätzliche Differenzierung der in sich sehr heterogenen Gruppe vorgenommen werden (vgl. MATHES et al. 2002). Die Seen des Norddeutschen Tieflandes wurden anhand morphologischer Kriterien in zwei Gruppen aufgetrennt. Da anthropogener Nährstoffeintrag eine wichtige Degradationsursache in Seen darstellt, ist die Berücksichtigung der natürlichen Trophieverhältnisse eine wichtige Voraussetzung für die spätere Zustandsbewertung (SCHAUMBURG et al. 2003). Einer der wesentlichen Faktoren, die die natürliche Trophie eines Sees bestimmen, ist sein **Schichtungsverhalten**. Polymiktische, flache Wasserkörper weisen natürlicherweise eine höhere Trophie als geschichtete Seen auf (LAWA 1999, POTT & REMY 2000). Auch die jahreszeitlichen Schwankungen in der Nährstoffverfügbarkeit unterscheiden sich erheblich (SCHEFFER 1998). In tiefen, geschichteten Seen kommt es während der Sommermonate durch das Absinken nährstoffreicher Partikel zu einer stetigen Abnahme der Nährstoffgehalte im Epilimnion. Nährstoffe, die durch Mineralisierungsvorgänge im Hypolimnion frei werden, kehren erst wieder während der Herbstzirkulation ins Epilimnion zurück. In den ständig durchmischten Flachseen hingegen verteilen sich die rückgelösten Nährstoffe rasch über die gesamte Wassersäule. Die relativ hohen Temperaturen des Sediments flacher Seen begünstigen die Mineralisierungsprozesse zusätzlich und führen zu erhöhten Nährstoffkonzentrationen des Freiwassers. Eine Besonderheit bilden polymiktische Seen auch durch das alternative Vorkommen des plankton- oder makrophytendominierten Zustandes bei bestimmten Nährstoffkonzentrationen (vgl. Kapitel 5.2.4.4).

In der vorliegenden Untersuchung erfüllten lediglich zwei polymiktische Seen die strengen Auswahlkriterien für Referenzstellen. Die Stellen aus diesen Seen ließen sich anhand der Ergebnisse der CA jedoch nicht von denen der geschichteten Seen abtrennen. Neben der geringen Zahl an Referenzstellen könnte dies damit zusammenhängen, dass die beiden Seen, verglichen mit den übrigen untersuchten polymiktischen Seen, relativ große Tiefen von maximal 4,3 m bzw. 5,5 m aufweisen und sich damit weniger stark von geschichteten Seen unterscheiden als extrem flache Seen. Auch KÖRNER (2002) stellte bei einem Vergleich von über 300 brandenburgischen Flachseen Unterschiede in der Vegetation verschieden tiefer Flachseen fest. Aus diesen Gründen erfolgte die Auftrennung der norddeutschen Seen unabhängig von den Ergebnissen der CA aufgrund der oben erläuterten Unterschiede der natürlichen Trophieverhältnisse.

Die Abtrennung **mäßig kalkreicher** von kalkreichen Seen des Tieflandes wurde ebenfalls in Betracht gezogen. So fanden sich an zwei der Referenzstellen des Peetschsees (IIIa) auch einzelne für die Gruppe der silikatisch geprägten Mittelgebirgsseen (I) charakteristische Arten. Diese Sonderstellung zeigt sich auch an den Werten der Wasserchemie dieses Sees. Die Kalzium-Konzentration liegt unter 40 mg/l (Jahreshöchstwert Ca^{2+}) und ist damit geringfügig niedriger als die der übrigen Seen aus der Gesamtgruppe (III), aber deutlich höher als die der Mittelgebirgsseen von unter 15 mg/l Ca^{2+} . Eine Abtrennung mäßig kalkreicher Seen des Tieflandes wäre aus vegetationskundlicher Sicht also denkbar. Wegen der geringen Zahl der in Frage kommenden Stellen ist die Bildung

eines eigenen Typs jedoch nicht sinnvoll. Von den untersuchten Seen wäre neben dem eben erwähnten Peetschsee nur noch ein weiterer diesem Typ zuzuordnen. Insgesamt existieren nur wenige Seen mit dieser Eigenschaft, die die in Bezug auf die WRRL oft geforderte Mindestgrenze von 0,5 km² aufweisen (MATHES et al. 2002). Aus diesen Gründen werden die mäßig kalkreichen Seen nicht als eigener Typ ausgewiesen. Da die Vegetation der untersuchten Stellen eine größere Übereinstimmung mit der in Tieflandseen als mit der Vegetation in Mittelgebirgsseen zeigt, werden die in Frage kommenden Stellen den entsprechenden Typen des Tieflandes zugeordnet. Die Grenze zur Unterscheidung zwischen kalkreichen und kalkarmen Gewässern wird wie bei der Typologie von MATHES et al. (2002) auf 15 mg/l Ca²⁺ festgelegt.

Eine noch feinere Unterteilung der Typologie für Seen entsprechend der geomorphologischen Typologie nach MATHES et al. (2002) konnte anhand des vorhandenen Datensatzes ebenfalls nicht durchgeführt werden. Aufgrund fehlender Referenzstellen war beispielsweise für stark durchströmte Seen des Tieflandes keine Definition der Biozönose möglich. Die untersuchten Seen zeigten keinen oder höchstens einen sehr geringen Makrophytenbewuchs. Die aufgeführten Seetypen können aber als offene Systeme durchaus ergänzt werden, falls z.B. neue Erkenntnisse über Referenzzönosen vorliegen. So befasst sich derzeit ein Forschungsprojekt mit der Rekonstruktion von Leitbild-Biozönosen verschiedener Flachseen des Landes Brandenburg anhand von Sedimentuntersuchungen (KÖRNER 2003).

Insgesamt wurden vier Biologische Seetypen unterschieden (Tabelle 5.1). Die verwendeten Abkürzungen setzen sich aus Ökoregion, Geochemie und Morphologie bzw. Schichtungsverhalten zusammen. Großbuchstaben betreffen den See als Ganzes, Kleinbuchstaben beziehen sich auf Faktoren, die innerhalb eines Sees variieren können.

Tabelle 5.1: Biologische Seetypen

Abkürzung	Typbezeichnung
MTS	Stellen silikatisch geprägter Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes
AK(s)	Stellen karbonatischer Seen der Alpen und des Alpenvorlandes (AK) inkl. Untertyp extrem steile Stellen der karbonatischen Alpenseen (AKs)
TKg	Stellen stabil geschichteter karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes
TKp	Stellen polymiktischer karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes

Die Zuordnung weiterer Stellen erfolgt gemäß degradationsunabhängiger, abiotischer Faktoren (Tabelle 5.2).

Tabelle 5.2: Makrophyten-Typologie für Seen: Bestimmungsschlüssel zur Einordnung der Probestellen

Bestimmungsschlüssel für die Einordnung von Seestellen in die Makrophyten-Typologie
--

Die Zuordnung wurde für Stellen entwickelt. Es ist möglich, dass verschiedene Stellen eines Sees unterschiedlichen Typen zugeordnet werden müssen, wenn diese sich in ihren Habitateigenschaften stark unterscheiden.

1	Seen auf silikatischem Untergrund (Gneis, Vulkanite, Buntsandstein) mit geringem Kalziumgehalt im Wasserkörper ($\text{Ca}^{2+} < 15 \text{ mg/l}$).	→ Typ MTS
1*	Kalziumgehalt höher	→ 2
2	Ökoregion: Alpen und Alpenvorland	→ 3 Typ AK
2*	Ökoregion: Tiefland	→ 4
2**	Ökoregion: Mittelgebirge	→ Überprüfung im Einzelfall notwendig
3	Steile, felsige Stellen in Alpenseen, die aufgrund extremer Bedingungen für Makrophyten keinen flächendeckenden Bewuchs zulassen. Diese Stellen liegen an Felswänden in Seen oberhalb von 600 m ü. NN. Das besiedelbare Substrat besteht zu mind. 50% aus Fels, Blöcken oder Steinen.	→ Untertyp AKs
3*	übrige Stellen	→ Typ AK
4	Stelle innerhalb eines sommerlich stabil geschichteten Beckens	→ Typ TKg
4*	Stelle innerhalb eines polymiktischen Beckens	→ Typ TKp

Das erarbeitete Typisierungsschema wurde auf der Basis der untersuchten Referenzgewässer erstellt. Die Aufstellung eines deutschlandweiten Messstellennetzes sollte gewährleisten, dass alle bedeutenden Seetypen des Gebietes mit Referenzstellen abgedeckt werden. Trotz dieser Bemühungen erhebt das vorgestellte System keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Lässt sich für einen See keine Entsprechung in der Typologie finden, so ist im Einzelfall abzuwägen, ob er zur Bewertung einem der beschriebenen Typen zugeordnet werden kann. Im Anschluss an die Beschreibung der Typen werden beispielhaft einige Gewässer aufgeführt, für die eine Zuordnung nach diesem Schema nicht möglich ist.

5.1.3 Charakterisierung der Seetypen

Insgesamt werden vier Biologische Seetypen unterschieden. Um die Zuordnung der degradierten Stellen zu ermöglichen, wurden die Typen anhand charakteristischer, nicht degradationsabhängiger abiotischer Merkmale geographisch, geochemisch, hydrologisch und morphologisch voneinander abgegrenzt.

5.1.3.1 Karbonatreiche Seen der Alpen und des Alpenvorlandes (AK(s))

Definition

Der Typ AK beinhaltet Stellen karbonatreicher Seen der Alpen und Voralpen. Die charakteristische Vegetation sind Armluchteralgenbestände (Ordnung Charetales). Extrem steile, felsige Stellen der Alpenseen, die aufgrund extremer Bedingungen für Makrophyten getrennt zu behandeln sind, bilden den Untertyp AKs. Stellen des Typs AK können sich mit Stellen des Untertyps AKs innerhalb eines Sees abwechseln.

Abgrenzungskriterien

Unter Typ AK fallen alle Stellen mit folgenden Merkmalen:

- ◆ Seen der Alpen und des Alpenvorlandes
- ◆ $\text{Ca}^{2+} = 15 \text{ mg/l}$

Stellen des Untertyps AKs weisen zusätzlich zwei weitere Merkmale auf:

- ◆ Gefälle steil (höchstens eine Tiefenstufe mittel)
- ◆ Der Anteil von grobem Hartsubstrat (Fels, Blöcke, Steine) beträgt mind. 50 %

Untersuchte Seen dieses Typs

Abtsdorfer See, Alpsee b. Füssen (einzelne Stellen AKs), Alter Weiher, Bodensee, Chiemsee, Froschhauser See, Griessee, Großer Alpsee bei Immenstadt, Großer Ostersee, Hopfensee, Kochelsee, Königssee (einzelne Stellen AKs), Lustsee, Mindelsee, Niedersonthofener See, Obersee (einzelne Stellen AKs), Pelhamer See, Riegsee, Ruschweiler See, Schliersee, Seehamer See, Simssee, Spitzingsee, Staffelsee, Starnberger See, Sulzberger See, Tachingener See, Tegernsee, Waginger See, Walchensee (einzelne Stellen AKs), Weissensee, Weitsee, Wörthsee

5.1.3.2 Silikatisch geprägte Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes (MTS)

Definition

Diese Gruppe beinhaltet karbonatarmer Seen der Mittelgebirge sowie des Flachlandes. Charakteristische Taxa sind Weichwasserarten wie das Wechselblütige Tausendblatt *Myriophyllum alterniflorum*, das See-Brachsenkraut *Isoëtes lacustris* oder der Strandling *Littorella uniflora*.

Mit den untersuchten Referenzstellen konnten nur die Seen der Mittelgebirge erfasst werden. Aufgrund der großen Ähnlichkeit dieser Makrophytengesellschaften mit denen

kalkarmer Seen des Flachlands (DOLL 1978, 1992, VÖGE 1995) erscheint eine Ausweitung des Typs entsprechend der Definition des FFH-Naturraumtyps 3110 „Oligotrophe Stillgewässer des Flach- und Hügellandes mit Vegetation der Littorelletalia“ (BFN 2003) jedoch möglich.

Abgrenzungskriterien

Stellen dieses Typs weisen folgende abiotische Merkmale auf:

- ◆ Seen der Mittelgebirge oder des Flachlandes
- ◆ $\text{Ca}^{2+} < 15 \text{ mg/l}$ (Jahreshöchstwert)

Untersuchte Seen dieses Typs

Feldsee, Gemündener Maar, Immerather Maar, Mummelsee, Pulvermaar, Schalkenmehrener Maar, Titisee, Weinfelder Maar

5.1.3.3 Stabil geschichtete karbonatreiche Wasserkörper des Tieflandes (TKg)

Definition

Der Typ beinhaltet Stellen karbonatreicher Wasserkörper des Norddeutschen Flachlandes mit sommerlicher stabiler Schichtung. Die charakteristische Vegetation sind Armleuchteralgenbestände (Ordnung Charetalia). In Seen mit unterschiedlich tiefen Becken können unter Umständen Wasserkörper dieses Typs neben solchen vom Typ TKp vorkommen. Entscheidend ist in diesen Fällen das Schichtungsverhalten des jeweiligen Seebeckens.

Ebenfalls eingeschlossen sind die oben erwähnten seltenen Fälle von Übergangsformen zum karbonatarmen Typ MTS, sofern der Kalziumwert (Ca^{2+} Jahreshöchstwert) zwar über 15 mg/l liegt, die Vegetation neben Armleuchteralgen aber auch das für kalkarme Seen charakteristische Wechselblütige Tausendblatt (*Myriophyllum alterniflorum*) beinhaltet. Als Beispiele aus der vorliegenden Untersuchung sind der Peetschsee und der Wittwese zu nennen.

Abgrenzungskriterien

Dieser Typ beinhaltet alle Stellen mit folgenden Merkmalen:

- ◆ Seen des Tieflandes
- ◆ $\text{Ca}^{2+} = 15 \text{ mg/l}$
- ◆ Sommerliche stabile Schichtung des Seebeckens

Untersuchte Seen dieses Typs

Barniner See (tiefes Seebecken), Breiter Luzin, Dabelowsee, Großer Gollinsee, Großer Kastavensee, Großer Kronsee, Großer Lychensee, Großer Plöner See, Großer Stechlinsee, Großer Wummsee, Großer Zechliner See, Kalksee, Lübbese, Oberuckersee, Peetschsee, Pinnower See, Röddelinsee, Roofensee, Sacrower See, Schaalsee, Scharmützelsee, Schermützelsee, Selenter See, Stienitzsee, Suhrer See, Wittensee, Wittwese, Zootzensee

5.1.3.4 Polymiktische karbonatreiche Wasserkörper des Tieflandes (TKp)

Definition

Der Typ beinhaltet polymiktische karbonatreiche Wasserkörper des Norddeutschen Tieflandes. Im Vergleich zum oben beschriebenen Typ TKg sind Armleuchteralgenbestände (Ordnung Charetales) weniger stark ausgeprägt. Hinzu kommen nährstofftolerantere Gesellschaften aus Laichkrautarten (Potamogeton) oder Krebschere (Stratiotes aloides).

Abgrenzungskriterien

Stellen dieses Typs weisen folgende Merkmale auf:

- ◆ Seen des Tieflandes
- ◆ $\text{Ca}^{2+} = 15 \text{ mg/l}$
- ◆ Keine stabile sommerliche Schichtung des Seebeckens

Untersuchte Seen dieses Typs

Arenholzer See, Außenmüritz, Barniner See (flaches Seebecken), Beetzsee, Blankensee / Nieplitz, Dobersdorfer See, Dümmer, Grimnitzsee, Großer Kiever See, Großer Peetscher See, Großer Treppensee, Großer Wariner See, Gülper See, Kossenblatter See, Lenzener See, Malkwitzer See, Neuendorfer See, Schwielochsee, Schwielowsee, Steinhuder Meer, Südensee, Trebowsee, Zeuthener See

5.1.3.5 Sonderfälle

Im Folgenden werden alle untersuchten Gewässer aufgeführt, die sich nicht in das vorgestellte Schema einordnen lassen. Betroffen sind kalkreiche Seen der Mittelgebirge, die im Untersuchungsgebiet ausgesprochen selten sind. Referenzstellen für Seen aus dieser Gruppe fehlen gänzlich.

Laacher See

Eine Besonderheit unter den Seen der Eifel mit vulkanischem Ursprung stellt der Laacher See dar. Dieser See hebt sich sowohl durch seine Größe als auch durch seinen hohen Elektrolytgehalt von den übrigen Seen der Region ab. Als Gründe hierfür sind Mineralstoffeinträge (Na, K, Mg, Ca) durch Limnokrenen zu sehen (SCHARF & STABEL 1980). Bezüglich seines Elektrolytgehaltes zeigt der See somit Ähnlichkeiten zu den karbonatreichen Seen Süddeutschlands. Auch THIENEMANN verglich im Jahr 1926 (zit. in NÜCHEL 1980) den damals noch oligotrophen Laacher See mit Seen der Alpen. MELZER (1987) zog nach einer Untersuchung der Makrophytenvegetation Parallelen zu den Ergebnissen einer Untersuchung des Chiemsees (MELZER et al. 1986) und stellte fest, dass die Zuordnung der Zeigerwerte der Pflanzen zwischen den beiden Seen sehr gut übereinstimmt. Es wird daher vorgeschlagen, den Laacher See zur Bewertung den süddeutschen Seen (Typ AK) zuzuordnen. Eine Beurteilung des Sees nach den Anforderungen der WRRL kann auf diese Weise erfolgen. Für konkrete Aussagen über die natürliche Vegetation dieses besonderen Sees wären jedoch Untersuchungen makrofossiler Reste aus Sedimentkernen wünschenswert.

Süßer See

Der Süße See in der Nähe von Halle (Saale) liegt an der Grenze zwischen Mittelgebirge und Flachland. Gemäß den Typisierungs-Kriterien nach MATHES et al. (2002) ist der See den Zentralen Mittelgebirgen zuzuordnen. Aufgrund seines hohen Salzgehaltes (WANKA 1993) könnte der See auch die nicht näher erläuterten Bedingungen des Sondertyps „elektrolytreiche Seen“ (MATHES et al. 2002) erfüllen.

Seinem Namen „Süßer See“ im Vergleich zum ehemaligen nahe gelegenen „Salzigen See“ wird der See schon seit der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts nicht mehr gerecht. Der Salzgehalt des Wassers stammt aus den Salz- und Gipslagern des Zechsteins unterhalb des Sees. Die natürlichen Einträge (Einsickerungen aus unterseeischen Quellen) wurden dabei in den vergangenen Jahrhunderten von anthropogenen Einträgen übertroffen (HEYNIG 2000). Die Einleitung salzhaltiger Grubenwässer aus den Mansfelder Bergwerken führte um 1965 zu einem Höhepunkt der Versalzung. Die damals gemessenen Chloridwerte von 2300-1880 mg Cl⁻/l sanken unter Schwankungen wieder ab, bis sie sich 1988 auf 200-250 mg/l

einpendelten. Entsprechend war der Verlauf für die Gesamthärte, den Sulfatgehalt sowie die Leitfähigkeit.

Sowohl für den karbonatischen Mittelgebirgstyp wie auch für elektrolytreiche Gewässer liegen keine Angaben zu möglichen Referenzbiozösen der Makrophytenvegetation vor. Die Einzigartigkeit des Süßen Sees im Untersuchungsgebiet lässt keine Beurteilung mit dem im Folgenden beschriebenen System zu.

Allgemein lässt sich nur sagen, dass der Süße See in der Vergangenheit nicht nur durch Salzeinträge sondern auch durch Einleitungen aus Haus- und Industrieabwässern sowohl mit Nährstoffen (Phosphat, Ammonium, Nitrat, Nitrit) als auch mit anderen Schadstoffen (z.B. Phenole, Arsen, Kupfer) zeitweise stark belastet war (WANKA 1993, HEYNIG 2000). Obwohl sich die Situation seit den Achtziger Jahren des 20. Jahrhunderts gebessert hat, ist anzunehmen, dass das Fehlen von submersen Makrophyten an den beiden untersuchten Stellen des Sees hierin seine Ursache hat. Ein ökologisch guter Zustand muss aus diesen Gründen ausgeschlossen werden.

Federsee

Einen weiteren Vertreter der kalkreichen Seen der Mittelgebirge stellt der in Baden-Württemberg gelegene Federsee dar. Auch für diesen See fehlen vergleichbare Referenzgewässer. Seine geringe mittlere Tiefe von 0,8 m lässt darauf schließen, dass die natürliche Trophie des Sees höher als die der meisten Seen des Süddeutschen Raums ist. Eine Zuordnung zum Typ der ebenfalls flachen, ungeschichteten Seen des Tieflandes ist wegen der stark abweichenden geographischen Lage nicht sinnvoll.

Der Federsee ist seit Jahrzehnten durch anthropogene Nährstoffeinträge stark belastet (GÜNZL 1983). Submerse Wasserpflanzen fehlten bis zur Fertigstellung einer Ringkanalisation im Jahre 1982 völlig. Erst im Folgejahr traten Vorkommen von *Potamogeton crispus* auf, die sich von Jahr zu Jahr ausbreiteten (GÜNZL 1993). Die Tatsache, dass diese Art im Rahmen der vorliegenden Studie nicht gefunden wurde, könnte mit dem von GÜNZL (1993a) beschriebenen kurzen Lebenszyklus der Art im Federsee zusammenhängen. Bereits Ende Juni ziehen sich die Pflanzen in Ruheknospen zurück.

Die allmähliche Wiederbesiedlung mit Makrophyten nach Verbesserung der Wasserqualität zeigt, dass der Regenerationsprozess der Vegetation bereits eingesetzt hat. Ein guter ökologischer Zustand ist jedoch mit dem alleinigen Auftreten von *Potamogeton crispus*, einer äußerst nährstofftoleranten Art (SCHMEDITJE et al. 1998), nicht erreicht.

Treptowsee

Einen weiteren Sonderfall stellt der in Mecklenburg-Vorpommern gelegene Treptowsee dar. Entsprechend seiner Lage, Morphologie und den heutigen chemischen Verhältnissen

wäre er dem Typ TKp zuzuordnen. Im Widerspruch dazu stehen die Ergebnisse früherer Untersuchungen (DAHNIKE 1954, 1955, zit. in DOLL 1978), die bis ca. 1960 in diesem See größere Vorkommen von Arten der Strandlings-Gesellschaften (Ordnung: Littorelletalia) fanden, die für weniger kalkreiche Gewässer charakteristisch sind. Leider fehlen Angaben zur Wasserchemie des Sees aus dieser Zeit.

Eine mögliche Erklärung liefert die jahrzehntelange intensive militärische Nutzung des Sees zur Zeit der DDR. Über eine eigens angelegte Betonrampe wurden Panzer zum Reinigen in den See gefahren (mündl. Mitt. Herr Dr. Mathes, Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern). Eine Erhöhung des Kalziumgehaltes ist nicht auszuschließen, zumal der See bei einer maximalen Tiefe von 5 m kein großes Volumen aufweist.

Bewertet man den See nach den Kriterien von TKp, so erscheint der ökologische Zustand der untersuchten Stellen als „sehr gut“ und „gut“. Diese Einschätzung wird der tatsächlichen Situation des Gewässers in keiner Weise gerecht. Verglichen mit früheren Erhebungen (DOLL 1978) hat sich die Vegetation erheblich verändert. Einen guten ökologischen Zustand erreicht der Treptowsee somit nicht. Die inzwischen eingeleiteten Schutzmaßnahmen (z.B. Ausweisung als Naturschutzgebiet) sollten aber langfristig zur Verbesserung der Gesamtsituation führen. Zur Klärung der derzeitigen Situation des Sees sind im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern Beprobungen im Rahmen eines Sonderuntersuchungsprogramms für den Sommer 2003 geplant.

5.1.4 Möglichkeiten und Grenzen der Typologie

Die vorgestellte Biozönotische Typologie fasst Gewässerstellen natürlicher Seen im Bundesgebiet nach dem natürlichen Makrophytenbewuchs zusammen. Die Typisierung wurde auf der Basis möglichst anthropogen unbeeinflusster Referenzstellen erstellt. Aufgrund des umfangreichen Untersuchungsprogramms kann davon ausgegangen werden, dass die für die aquatische Vegetation wichtigsten Typen natürlicher Seen mit einer Mindestfläche von 0,5 km² erfasst wurden.

Nicht berücksichtigt wurden Sondertypen wie dystrophe und stark salzbeeinflusste Seen. Obwohl für diese Gewässer eigene Vegetationsbilder zu erwarten sind (SEDDON 1972, NICHOLS 1986, ADAMS et al. 1992, COMIN et al. 1993), wurden sie aufgrund ihrer Seltenheit im Gebiet vom Untersuchungsprogramm ausgeschlossen. Ebenfalls nicht untersucht wurden Stellen, die im Einflussbereich bedeutender Zuflüsse liegen. Diese werden in besonders starker Weise vom einströmenden Fließgewässer beeinflusst. Deshalb spiegeln sie nicht die für den See typischen Verhältnisse wider. Zudem muss beachtet werden, dass hohe Strömungsgeschwindigkeit und Schwebstoffeintrag zu natürlich erhöhter Trophie führen können (MELZER & SCHNEIDER 2001) und so beim Vergleich mit den für den restlichen See charakteristischen Verhältnissen möglicherweise zu einer zu schlechten Zustandsbewertung führen. Unter 5.2.5.3 wird diese Problematik am Beispiel des

Chiemsees ausführlich erläutert. Der Zustand dieser Bereiche kann nicht als „gesichert“ bewertet werden.

Problematisch ist die Zuordnung der natürlich entstandenen karbonatreichen Seen der Mittelgebirge, von denen nur eine geringe Anzahl existiert, jedoch keine Referenzstellen. Im Einzelfall ist zu überprüfen, ob eine Bewertung nach den Kriterien eines anderen Typs erfolgen kann. Defizite bestehen auch in der Datengrundlage für die Seen des Tieflandes. Aufgrund der starken anthropogenen Überformungen der Landschaft dieser Region konnten nur zwei Typen unterschieden und bewertet werden. Eine weitere Unterteilung z.B. nach Gesichtspunkten der Verweilzeit (vgl. TROBAJO et al. 2002) erscheint zwar sinnvoll, konnte aber wegen fehlender Referenzstellen in stark durchflossenen Seen nicht in ein eigenes Bewertungsverfahren umgesetzt werden. Möglicherweise kann ein derzeit laufendes Forschungsprojekt zur Rekonstruktion historischer Referenzzustände diese fehlenden Informationen liefern (KÖRNER 2003). Falls die Ergebnisse der Untersuchung zeigen sollten, dass weitere Typen notwendig sind, können diese problemlos in die aufgestellte Typologie integriert werden.

Denkbar wäre auch eine weitere Aufspaltung von Typ AK in geschichtete und ungeschichtete Seen entsprechend der norddeutschen Typen. Aufgrund des ausgeprägteren Reliefs im Alpen- und Voralpenraum würde ein Typ ungeschichteter Flachseen in diesem Gebiet auf Einzelfälle wie den Hopfensee (SCHAUMBURG 1996) oder flache Buchten wie den Aiterbacher Winkel des Chiemsees (MELZER et al. 2000) zutreffen. Es ist anzunehmen, dass der natürliche Zustand dieser Wasserkörper von einer höheren Trophie geprägt ist, als der der stabil geschichteten Wasserkörper. Aufgrund der wenigen untersuchten Vertreter kann jedoch kein eigenes Bewertungssystem erstellt werden.

5.2 ENTWICKLUNG DES BEWERTUNGSVERFAHRENS

Die WRRL 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 in 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.

5.2.1 Getrennte Betrachtung verschiedener Makrophyten-Lebensformen

Makrophyten können grundsätzlich auf zwei verschiedene Weisen auf Degradationen reagieren: Einerseits mit einer Veränderung der Artenzusammensetzung, d. h. neue Arten treten auf, während andere Arten verschwinden. Andererseits können Makrophyten aber auch mit einer Erhöhung bzw. Verminderung ihrer Gesamtbiomasse reagieren (KÖHLER 1975). Sie stellen damit im Sinne der WRRL geeignete Bioindikatoren für den ökologischen Zustand von Gewässern dar.

Makrophyten sind je nach ihrem spezifischen Standort im Gewässer unterschiedlichen Habitatbedingungen ausgesetzt. Faktoren wie Wassertiefe, Lichtklima, Substratzusammensetzung, Grundwassereinfluss sowie die Nährstoffgehalte in Freiwasser und Sediment (PEARSALL 1920, SPENCE 1967, BARKO & SMART 1981, CHAMBERS & KALFF 1985, LODGE et al. 1989, NICHOLS 1992) bestimmen die Lebensbedingungen von Wasserpflanzen in entscheidender Weise. Diese Umwelteinflüsse können im Gewässer oft in sehr kleinräumigem Maßstab wechseln und damit eine mosaikartige Struktur der Makrophytenbiozönose bedingen (SCHMID 1965, MELZER et al. 1986).

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. 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 erfolgt. Außerdem beeinflussen Faktoren wie hydraulischer Stress oder unterschiedliches Lichtklima im Gewässer submerse Wasserpflanzen vollkommen anders als emers wachsende. Auch die Versorgung mit dem zur Photosynthese benötigten Kohlenstoff erfolgt aus unterschiedlichen Quellen. Während Pflanzen mit emersen Sprosssteilen Kohlendioxid aus der Luft aufnehmen können, sind

vollständig untergetauchte Arten auf gelöstes Kohlendioxid oder Hydrogencarbonat angewiesen. In Seen mit geringem Carbonatgehalt kann Kohlenstoff zum produktionsbegrenzenden Minimumfaktor werden (NICHOLS 1986).

Schwimblattpflanzen (Nymphaeiden nach WIEGLEB 1991) entsprechen in dieser Hinsicht den Helophyten. Die im Untersuchungsgebiet häufigsten Arten *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba* sind gegenüber den Nährstoff- und Kohlenstoffverhältnissen im Freiwasser weitgehend indifferent, zeigen aber starke Abhängigkeit von strukturellen Faktoren wie geschützter Lage oder Substrat (SCHMEDTJE et al. 1998). Wasserschweber (Pleustophyten nach WIEGLEB 1991) hingegen decken ihren Nährstoffbedarf ausschließlich aus dem Freiwasser. Aufgrund dieser Eigenschaften wurden Pleustophyten gemeinsam mit den submersen Arten behandelt, Nymphaeiden zusammen mit den Helophyten.

Wegen der sehr verschiedenen Habitatansprüche wirken auch anthropogen bedingte Veränderungen im Gewässer unterschiedlich auf Hydrophyten/Pleustophyten und Helophyten/Nymphaeiden. Auf Degradationen, die in erster Linie mit Wasserinhaltsstoffen zusammenhängen (z.B. Versauerung oder Eutrophierung), reagieren submersen Pflanzen viel unmittelbarer als Helophyten, die nur sekundär, etwa über die Nährstoffzusammensetzung im Sediment, von diesen Veränderungen betroffen sind. Auch biologische Faktoren, wie z.B. Besatz mit herbivoren Fischen, bewirken unmittelbare Veränderungen der submersen Vegetation (DILEWSKI & SCHARF 1988). Demgegenüber ziehen strukturelle Beeinflussungen, wie etwa der Verbau natürlicher Uferstrukturen oder Badebereiche, veränderte Umweltbedingungen nach sich, die in erster Linie die Helophyten und Nymphaeiden 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 und Nymphaeiden zu betrachten.

Zusätzlich zur Untersuchung der emersen Vegetation wurde versucht, den Einfluss verschiedener mechanischer Belastungsarten (z.B. Trittschäden an Badestellen) auf die gesamte Vegetation im Flachwasserbereich zu quantifizieren. Hierfür wurde die Vegetation der ersten Tiefenstufe (0 bis 1 m) betrachtet, die diesen Belastungen in besonderer Weise ausgesetzt ist.

5.2.2 Teilaspekt Helophyten und Flachwasserarten

Die Untersuchung der Degradation wurde in zwei Schritten vorgenommen. Zunächst wurde versucht, Unterschiede zwischen der Helophyten- und der Flachwasservegetation an Referenzstellen (s. o.) gegenüber der Vegetation an degradierten Stellen herauszuarbeiten.

Aufgrund theoretischer Überlegungen (s. o.) sowie Literaturangaben (KRAUSS 1992, OSTENDORP 1993, MELZER et al. 1996, SCHMEDTJE et al. 1998) wurde im zweiten Schritt besonderes Augenmerk auf die verschiedenen Einflüsse struktureller Veränderungen auf

Helophyten und Flachwasserarten gelegt. In diese Auswertungen gingen ausgewählte Parameter der Kartierprotokolle wie Uferververbau und -nutzung sowie Trittschäden ein. D. h., strukturell unbeeinflusste Probestellen wurden in ihrer emersen Vegetation mit veränderten Probestellen verglichen.

Aus multivariaten Statistiken (CCA) konnten keine Zusammenhänge zwischen Artenzusammensetzung der Helophyten und Degradation abgeleitet werden. Abbildung 5.3 zeigt den Scatterplot einer Kanonischen Korrespondenzanalyse von Seestellen des Typs AK, in deren Berechnung die Artenzusammensetzung und Abundanz (Quantitäten) der Helophyten und Nymphaeiden sowie Strukturfaktoren eingingen. Als Umweltparameter sind die Nutzungsintensität (z.B. Badestellen, Häfen) der Stelle bzw. direkte Folgen daraus (Trittschäden) wiedergegeben. 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 Struktur verhalten. Die Referenzstellen (symbolisiert durch umgedrehte Dreiecke) lassen sich nicht von den übrigen Stellen abgrenzen und sind über die ganze Darstellung verteilt. Eine Referenzstelle des Alpsees bei Füssen (5,5/-1,3), an der emerse Pflanzen aus natürlichen Gründen fehlen, ist sogar deckungsgleich mit den Stellen der höchsten Gesamtbelastung.

Bei Betrachtung der Arten (Abbildung 5.4) ergibt sich ein ähnliches Bild. Die Helophyten- und Nymphaeidenarten verhalten sich weitgehend indifferent gegenüber den Parametern der Gewässerstruktur. Als einzige mögliche Indikatorart konnte *Phalaris arundinacea* abgeleitet werden. Diese Art trat bevorzugt an Stellen auf, deren Uferbereich als Campingplatz, Liegeplatz für Boote oder ähnliches genutzt wurde. Sie gilt aufgrund der Elastizität ihrer Halme als relativ widerstandsfähig gegenüber mechanischer Belastung (ELLENBERG 1996). Es liegt nahe, dass sie die an diesen Stellen häufigen Wellenbewegungen besser ertragen kann als andere in Seen vorkommende Helophyten. Für das Erstellen eines Bewertungsverfahrens anhand der Helophytenvegetation reicht dieser Zusammenhang allerdings nicht aus, zumal die Art an nur 5 % der untersuchten Seen dieses Typs auftrat.

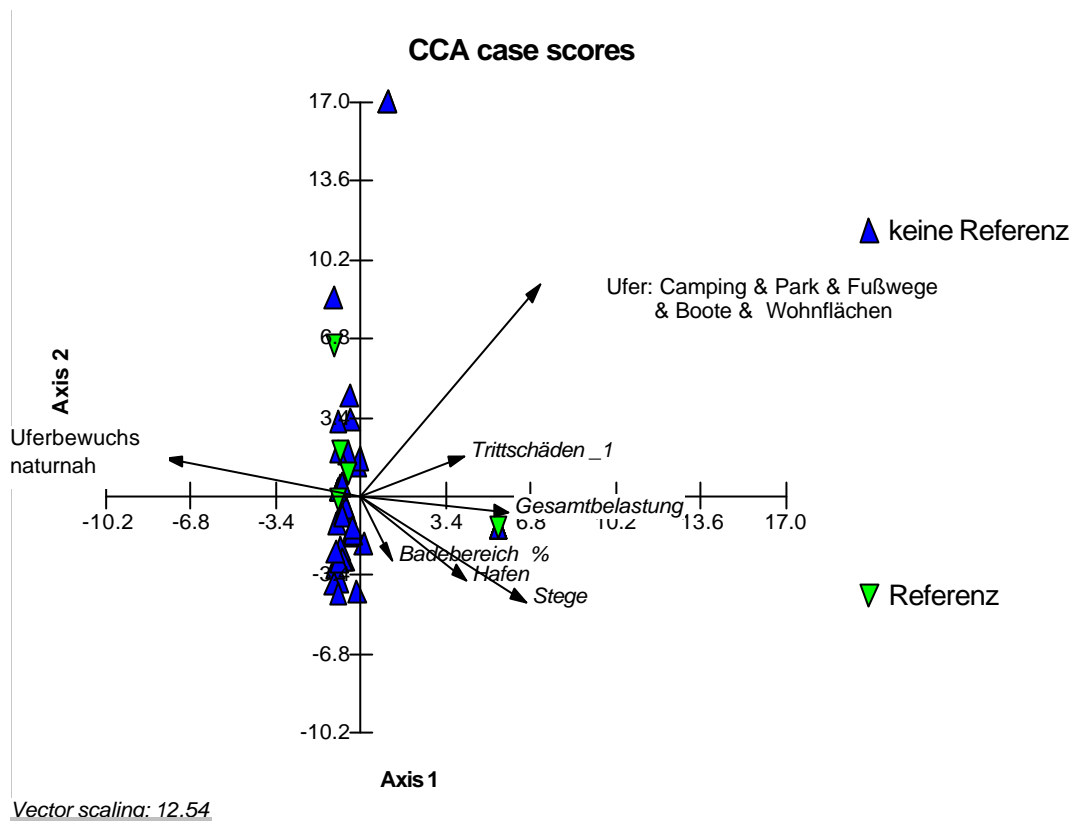


Abbildung 5.3: Seen-Typ AK, CCA-Scatterplot (Probstellen)

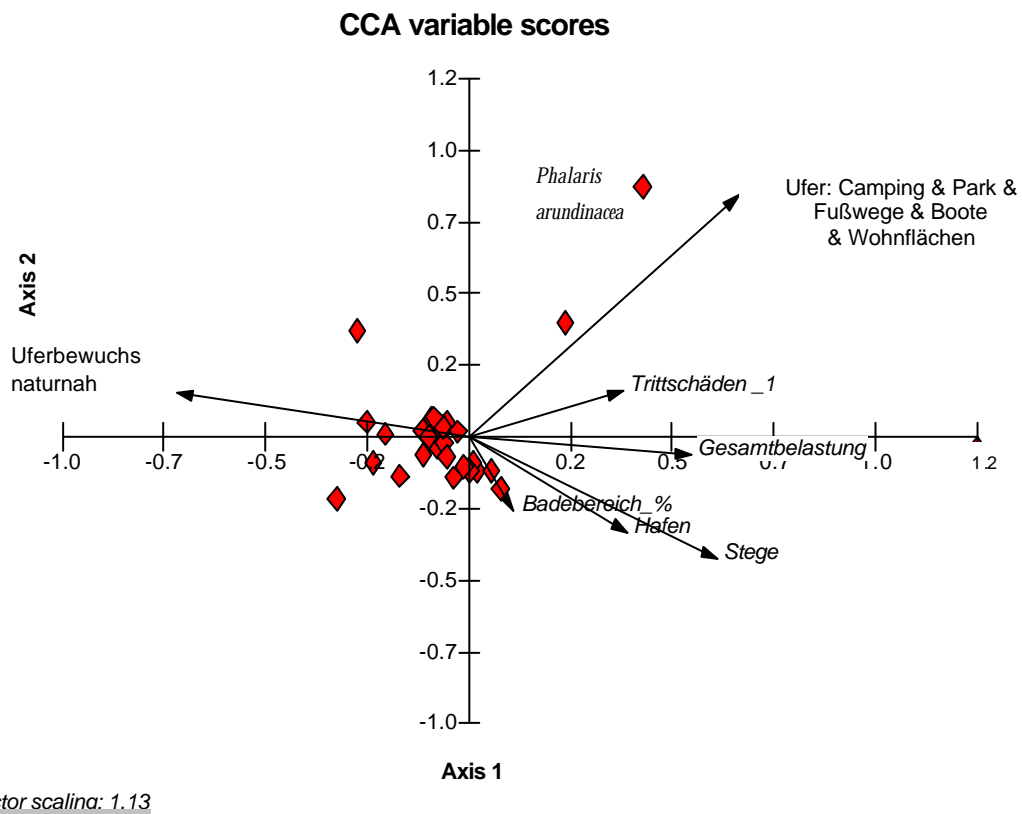


Abbildung 5.4: Seen-Typ AK, CCA-Scatterplot (Arten)

Im nächsten Schritt wurden die Parameter Taxazahl, Gesamtquantität, mittlere Quantität (Gesamtquantität geteilt durch Taxazahl) sowie Diversität (nach SHANNON & WEAVER 1949) und Evenness (ODUM 1983) auf ihre Korrelation mit verschiedenen Strukturfaktoren untersucht.

Neben den Helophyten und Nymphaeiden wurde auch die Vegetation der ersten Tiefenstufe in ihrer Gesamtheit berücksichtigt, da angenommen wurde, dass sich beispielsweise die Trittbelastung an Badestellen auch auf die submerse Vegetation des Flachwasserbereiches auswirkt. Untersucht wurden zum einen Einzelfaktoren aus dem Kartierprotokoll (Kapitel 4.3), zum anderen Summenparameter aus Substratklassen oder untersuchten Belastungsfaktoren.

Die Beispiele in den Abbildungen 5.5 bis 5.8 zeigen, dass an Stellen ohne lokale strukturelle Belastungen höhere Gesamtquantitäten vorliegen können. Abgebildet sind die Summen der Belastungsfaktoren wie Badestellen, Häfen und Uferverbau in Prozent des untersuchten Uferabschnitts. Summen von über 100 ergeben sich bei Kombination verschiedener Belastungsfaktoren (z.B. Bad mit befestigtem Ufer). Die große Variabilität der strukturell unbelasteten Stellen lässt den Umkehrschluss von niedrigen Quantitäten auf Störungen nicht zu. Diese hohe Variabilität besteht selbst dann, wenn bekannte Einflussfaktoren wie Beschattung, Gefälle und ungünstiges Substrat ausgeschlossen werden. Der Korrelationskoeffizient verbessert sich gegenüber der Analyse aller Stellen unwesentlich bzw. verschlechtert sich.

Bei Betrachtung der insgesamt, also auch chemisch, als unbelastet eingestuften Referenzstellen fällt auf, dass die Gesamtquantitäten dieser Stellen im unteren Drittel aller untersuchten Stellen liegen und damit im gleichen Bereich wie die der strukturell belasteten. Hier könnte der Einfluss der Nährstoffversorgung zum Ausdruck kommen. Die geringe Trophie der Referenzstellen lässt nur ein begrenztes Pflanzenwachstum zu und führt so zu ähnlich geringen Quantitätswerten wie strukturelle Belastung an Stellen mit üppiger Nährstoffversorgung. Somit wirken sich chemische und strukturelle Belastungen im Bereich des Röhrichts gegenläufig aus, weshalb eine quantitative Bewertung nicht möglich ist.

Weitere Beispiele befinden sich in Anhang III. Auch aus ihnen lassen sich keine signifikanten Zusammenhänge zwischen der helophytischen Vegetation und strukturellen Belastungen ableiten.

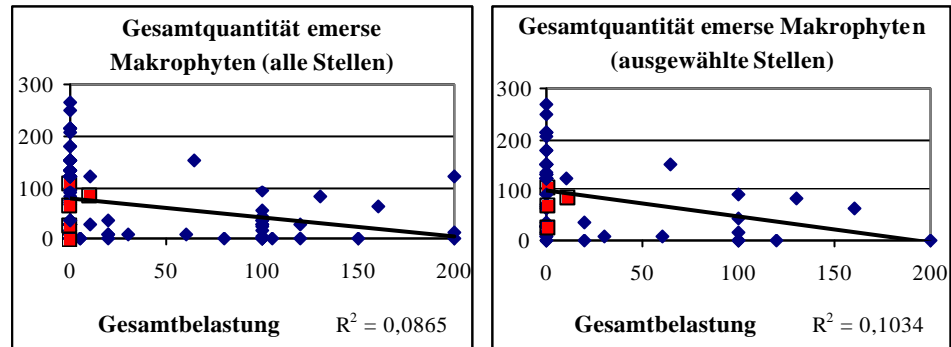


Abbildung 5.5: (links): Zusammenhang zwischen Gesamtquantität der Helophyten und Nymphaeiden und der Gesamtbelastung (alle gemessenen Faktoren) (Typ AK; alle Probestellen ($N = 98$), ■ = Referenzstelle)

Abbildung 5.6: (rechts): Zusammenhang zwischen Gesamtquantität der Helophyten und Nymphaeiden und der Gesamtbelastung (Stellen ohne starke Beschattung, steilem Gefälle oder grobem Substrat ($N = 60$), ■ = Referenzstelle)

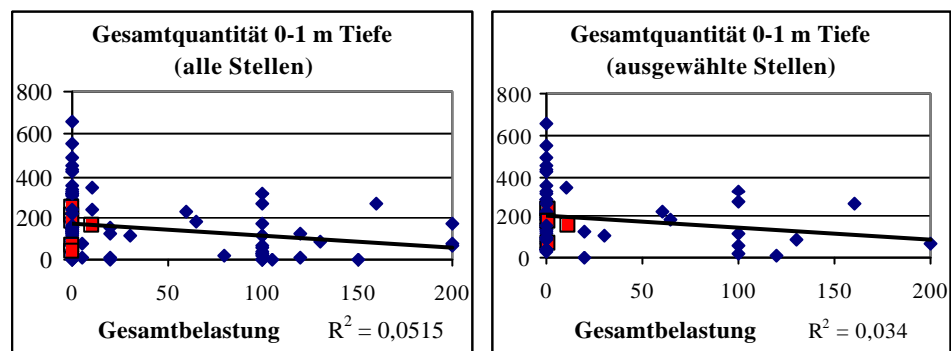


Abbildung 5.7 (links): Zusammenhang zwischen Gesamtquantität innerhalb der ersten Tiefenstufe und der Gesamtbelastung (alle gemessenen Faktoren) (Typ AK; alle Probestellen ($N = 98$), ■ = Referenzstelle)

Abbildung 5.8 (rechts): Zusammenhang zwischen Gesamtquantität innerhalb der ersten Tiefenstufe und der Gesamtbelastung (Stellen ohne starke Beschattung, steilem Gefälle oder grobem Substrat ($N = 60$), ■ = Referenzstelle)

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass verschiedene Korrelationen von Artenzusammensetzung und Abundanz mit Strukturfaktoren und vorab angenommenen Zuständen keine verwertbaren Ergebnisse erbrachten. Versuche, die strukturellen Belastungen der Stellen (z.B. Badenutzung, Verbauungen, Häfen) mit den Kenngrößen der Gesellschaftsstruktur wie Taxazahl, Gesamtquantität oder Evenness zu korrelieren, scheiterten an der großen natürlichen Variabilität der Helophyten- bzw. Flachwasservegetation. Auch vegetationsökologische Tabellenarbeit führte zu keinem verwertbaren Ergebnis. Bestimmte anthropogene Eingriffe wie z.B. massiver Uferverbau führen 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.

Ein ökologisches Bewertungsverfahren für Seen mit Hilfe der Helophyten kann somit nicht erstellt werden. Daher beschränkt sich das im Folgenden vorgestellte Bewertungsverfahren mit Makrophyten auf die hydrophytische Vegetation. Dies entspricht auch der Vorgehensweise von bereits existierenden Bewertungssystemen für Makrophyten, die sich ebenfalls auf submerse Taxa beziehen (KÖHLER 1975, MELZER 1988, HOESCH & BUHLE 1996, SCHNEIDER 2000).

5.2.3 Teilaspekt Hydrophyten

5.2.3.1 Beschreibung des Degradationsverlaufes innerhalb eines Typs

Das erstellte Bewertungsverfahren basiert auf der Arbeit an Vegetationstabellen, anhand derer die typspezifischen ökologischen Artengruppen erarbeitet werden konnten. Dieses Vorgehen erwies sich gegenüber der Auswertung mittels multivariater Statistik (Clusteranalysen, Korrespondenzanalysen, Kanonische Korrespondenzanalysen) als überlegen. Statistische Verfahren beurteilen die Ähnlichkeit zwischen Stellen anhand der verschiedenen vorkommenden Arten, können aber die ökologische Qualität der einzelnen Taxa nicht berücksichtigen. Damit werden sie der Komplexität der realen Verhältnisse nicht gerecht, sobald verschiedene Arten ähnliche Ansprüche in Bezug auf einen ökologischen Faktor (z.B. Nährstoffe) haben.

Die Grundlage für die Beschreibung des typspezifischen Degradationsverlaufes bildet eine Tabelle, in der die Anordnung der Arten nach rechts, die der Probestellen nach unten erfolgt (in Abbildung 5.9 beispielhaft dargestellt für Typ MTS). Um die typspezifische Vegetation zu erhalten, werden die Referenzstellen innerhalb der Tabelle oben angeordnet und bilden den Bezugspunkt, an dem die übrigen Stellen gemessen werden. Arten, die überwiegend an Referenzstellen vorkommen, werden nach links gestellt. Die übrigen Zeilen der Tabelle werden so sortiert, dass die Probestellen, die in ihrer Artenzusammensetzung und Abundanz den Referenzstellen am meisten ähneln, unmittelbar unter den Referenzstellen stehen. Je unähnlicher eine Stelle den Referenzstellen ist, desto weiter unten wird sie angeordnet. Auf diese Weise lassen sich die Probestellen entlang eines Gradienten zunehmender Degradation sortieren. Gleichzeitig werden auch die Arten von links nach rechts entsprechend ihres gemeinsamen Vorkommens mit Taxa der Referenzbiozönose arrangiert. Arten, die erst bei sehr starkem Rückgang oder Ausfall der Referenztaxa zur Dominanz gelangen, stehen damit in der Tabelle rechts.

Stelle	Isoetes echinospora	Isoetes lacustris	Elatine hexandra	Nitella opaca	Littorella uniflora	Myriophyllum alterniflorum	Nitella flexilis	Potamogeton berchtoldii	Fontinalis antipyretica	Chara aspera	Elodea canadensis	Ranunculus peltatus	Elodea nuttallii	Potamogeton crispus	Myriophyllum spicatum
Feldsee 1	8	224		8		216									
Feldsee 2				35		92									
Feldsee 3				54		198									
Titisee 2		125				64									
Weinfelder Maar 1			62		16	24	8								1
Weinfelder Maar 2			133		285	8	8					27			
Titisee 3						64			27						
Pulvermaar 1				27		224	54	62							8
Pulvermaar 3				8		70	72	44							
Pulvermaar 2						119	91	99							
Schalkenmehrener Maar1										250	54		341		93
Schalkenmehrener Maar3									1	125	35		243		160
Schalkenmehrener Maar2										8	54		341	8	92
Gemündener Maar 2												35			
Immerather Maar 1															28
Immerather Maar 2															8

Abbildung 5.9: Vegetationsökologische Tabelle (Typ MTS; Referenzstellen **fett**)

5.2.3.2 Einteilung der Arten in ökologische Artengruppen

Der Verlauf der Degradation innerhalb der Typen ist anhand einzelner Arten nicht eindeutig nachvollziehbar. Eine reale „Referenzbiozönose“ im pflanzensoziologischen Sinne, die an allen Referenzstellen auch real existieren müsste, ist als solche anhand definierter Arten nicht festlegbar, da die Variabilität auch innerhalb eines Typs relativ hoch ist. Dies resultiert daraus, dass jedes Gewässer eigentlich als Individuum aufgefasst werden muss (MELZER & SCHNEIDER 2001), und jede Form von Typisierung eine mehr oder weniger grobe Zusammenfassung darstellt (THIENEMANN 1921, BOEHMER 2002).

Die Faktoren, die die endgültige Zusammensetzung der Biozönose an einem Standort bestimmen, sind extrem variabel und gewässerspezifisch. Vor allem kleinräumige Wechsel in der Substratzusammensetzung (CARPENTER & TITUS 1984) sowie verbreitungsbiologische Effekte (POTT & REMY 2000) führen zum Vorhandensein verschiedener Arten. Einige Makrophytenarten können sich aber in ihren ökologischen Ansprüchen gegenseitig bei der Besetzung bestimmter Nischen „ersetzen“. Solche Arten besitzen 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 (WIEGLEB 1981, MELZER 1988, HOLMES et al. 1999).

Aufgrund dieser Überlegungen werden die im jeweiligen Typ vorkommenden Arten entsprechend ihrer ökologischen Ansprüche in drei **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.

Die Zuordnung der Taxa zu den Gruppen (A, B, C) erfolgte gemäß ihrer Anordnung in der Vegetationstabelle (Abbildung 5.9). Berücksichtigt wurden sowohl der Verbreitungsschwerpunkt wie auch die Indikationsschärfe der Arten. Anschließend wurden diese Artengruppen anhand geeigneter - also dem Typ entsprechender - Literaturbelege (siehe Kapitel 5.2.4) und eigener Erfahrung überprüft und gegebenenfalls korrigiert. Da die auf diese Weise erarbeiteten Artengruppen nicht den Anspruch der absoluten Vollständigkeit erheben können, wurden sie zusätzlich mit Arten aus der Literatur ergänzt.

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 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 5.10 dargestellt. Überschneidungen zwischen den Artengruppen sind typabhängig und variabel, z.B. können sich die Artengruppen auch überlappen.

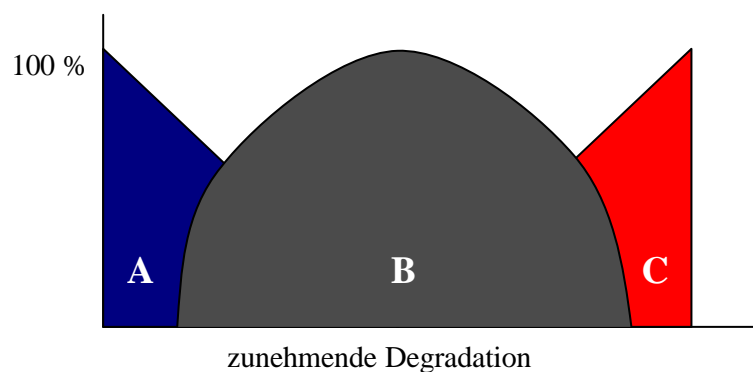


Abbildung 5.10: Schematisierte Verteilung der Artengruppen auf die Probestellen innerhalb eines Typs

5.2.3.3 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 4.4) und die Werte jeder Art über alle untersuchten Tiefenstufen aufsummiert. 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

Der RI kann Werte von 100 (ausschließlich Arten aus Gruppe A vorhanden) bis -100 (ausschließlich Arten aus Gruppe C vorhanden) annehmen. Entscheidend für den Index sind die prozentualen Anteile der Taxa aus Gruppe A und C. Die Arten aus Gruppe B werden nur indirekt über Q_{gi} berücksichtigt und beeinflussen den RI-Wert weniger stark als Arten der beiden anderen Gruppen.

Der RI vergleicht Artenzusammensetzung und Abundanzen an einer Stelle mit dem Arteninventar der Referenzstellen. Er eignet sich damit zur Quantifizierung der Degradation als Abweichung vom Referenzzustand, wie in Anhang V der WRRL (EG 2000) gefordert wird. Das Bewertungssystem beruht somit 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 WRRL.

5.2.3.4 Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen

Die Zuordnung der Indexgrenzen zu den ökologischen Zustandsklassen erfolgt typbezogen und orientiert sich zum einen an der natürlichen Varianz der Biozönose an den Referenzstellen. Dadurch ergeben sich typspezifisch unterschiedliche Indexgrenzen. Zum anderen wurden die in der WRRL (EG 2000, Anhang V) aufgeführten Definitionen zur Klassifikation der Zustandsstufen umgesetzt:

In Anhang V der WRRL werden für die Zustandsstufe 1 („sehr guter“ ökologischer Zustand) nur „sehr geringfügige“ Abweichungen vom Referenzzustand zugelassen. Im beschriebenen Bewertungssystem wird dieser Zustand 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 (vgl. Abbildung 5.10). Für die Zustandsstufen 2 und 3 („guter“/„mäßiger“ Zustand) werden „geringe“ bzw. „mäßige“ Ab-

weichungen von der Referenzgesellschaft toleriert. Im „guten“ Zustand (2) überwiegen also typspezifische Arten der Artengruppen A und B gegenüber Störzeigern. Der „mäßige“ Zustand (3) wird durch einen deutlichen Rückgang der Qualitätszeiger definiert. Zustandsstufe 4 („unbefriedigend“) wird bei erheblicher Abweichung der Biozönose vom Referenzzustand vergeben. Das ist der Fall, wenn Störzeiger (Gruppe C) überwiegen bzw. ausschließlich vorkommen. Zustandsstufe 5 („schlecht“) wird als Fehlen von großen Teilen der Biozönose beschrieben, was der Verödung der makrophytischen Vegetation entspricht. Die exakten Grenzen der Quantität sind typspezifisch und werden im folgenden Kapitel beschrieben.

5.2.4 Typspezifische Anwendung des Bewertungsverfahrens

Im Folgenden ist das Bewertungsverfahren für die einzelnen Typen dargestellt. Die Anordnung gemäß der geographischen Lage der Typen von Süd nach Nord entspricht auch einer Reihenfolge vom Einfachen zum Komplexen, die dem Leser das Verständnis des Bewertungssystems erleichtert.

Sollten bei neuen Kartierungen Arten auftreten, die in der angegebenen Artenliste nicht genannt werden, dürfen diese Arten für die Indexbewertung nicht berücksichtigt werden. Da bei einem größeren Anteil nicht eingestufte Arten eine Verfälschung des Indexwertes zu erwarten ist, soll bei einem Anteil von = 25 % nicht indikativer (d. h. nicht eingestufte) Arten an der Gesamtquantität der Index als nicht gesichert betrachtet werden.

5.2.4.1 Karbonatreiche Seen der Alpen und des Alpenvorlandes (AK(s))

Bewertung

Im Untersuchungsprogramm war der Untertyp AKs lediglich durch 12 Stellen an insgesamt vier Seen vertreten. Gemäß der Vorab einschätzung wies keine dieser Stellen einen schlechteren Zustand als „befriedigend“ auf. Die Seen, in denen diese Stellen liegen, sind ausnahmslos oligotroph gemäß LAWA (1999). Aus diesem Grund konnte für Stellen dieses Untertyps kein eigenes Bewertungsschema nach der oben beschriebenen Methode entwickelt werden. Diese Stellen ähneln jedoch in ihrer Artenzusammensetzung stark den übrigen süddeutschen Seen. Lediglich die Pflanzenmengen der gefundenen Taxa waren geringer (vgl. auch MELZER et al. 1981). Deshalb wird empfohlen, die Stellen dieses Typs vorerst entsprechend denen der übrigen Stellen von Typ AK zu bewerten.

Die Bewertung innerhalb dieses Typs erfolgt nach der in Kapitel 5.2.3 beschriebenen Vorgehensweise. Der „Referenzindex“ wird nach der unter 5.2.3.3 angegebenen Formel errechnet.

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für den Typ AK(s) sind in Tabelle 5.3 zusammengefasst. Die Artengruppen wurden aus LANG (1968), MELZER (1988), ROWECK & SCHÜTZ (1988), KRAUSE (1997), SCHMEDITJE et al. (1998) und MELZER & SCHNEIDER (2001) ergänzt. Vergleichend wurden auch Daten aus weiteren Untersuchungen herangezogen, die an der Limnologischen Station der TU München vorlagen.

Die sehr häufig auftretende Art *Potamogeton pectinatus* wurde trotz eines Fundes an einer Referenzstelle Gruppe C zugeordnet, da ihr Verbreitungsschwerpunkt im Bereich belasteter Gewässerstellen liegt (SCHMEDITJE et al. 1998).

Tabelle 5.3: Artengruppen Submerse (Typ AK(s)), teilweise aus Literatur ergänzt (*)

Artengruppe A	Artengruppe B	Artengruppe C
Chara aspera	Bryophyta (incl. Fontinalis antipyretica)	Ceratophyllum demersum
Chara delicatula	Callitriche spp	Elodea canadensis
Chara hispida	Chara contraria	Elodea nuttallii
Chara intermedia	Chara denudata	Groenlandia densa
Chara polyacantha*	Chara globularis	Hippuris vulgaris*
Chara rudis*	Chara vulgaris*	Lagarosiphon major*
Chara strigosa	Eleocharis acicularis	Lemna minor
Chara tomentosa	Myriophyllum alterniflorum	Lemna trisulca*
Littorella uniflora*	Myriophyllum spicatum	Potamogeton compressus*
Nitella opaca*	Myriophyllum verticillatum	Potamogeton crispus
Nitella syncarpa*	Najas flexilis	Potamogeton friesii
Potamogeton alpinus*	Najas marina subsp. intermedia	Potamogeton lucens
Potamogeton coloratus*	Nitella flexilis*	Potamogeton nodosus*
Potamogeton filiformis	Nitella mucronata*	Potamogeton obtusifolius*
Potamogeton gramineus*	Nitellopsis obtusa	Potamogeton pectinatus
Potamogeton x zizii*	Potamogeton berchtoldii	Potamogeton pusillus
Utricularia australis ¹	Potamogeton crispus x perfoliatus	Ranunculus circinatus
Utricularia intermedia*	Potamogeton perfoliatus	Ranunculus fluitans*
Utricularia minor	Potamogeton praelongus	Ranunculus trichophyllus
Utricularia ochroleuca*	Potamogeton x decipiens	Sagittaria sagittifolia
Utricularia stygia	Potamogeton x nitens	Spirodela polyrhiza
	Ranunculus reptans	Zannichellia palustris
	Stratiotes aloides f. submersa	
	Tolypella glomerata	

¹ Eine sichere Unterscheidung von *Utricularia australis* und *U. vulgaris* kann nur anhand der Blüten erfolgen. Da derzeit keine gesicherten Angaben zur Verbreitung und Autökologie von *U. vulgaris* in Seen dieses Typs vorliegen, kann die Art nicht eingeteilt werden.

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Forderung der Mindestpflanzenmenge an einer Probestelle zur gesicherten Bewertung entspricht für diesen Typ den von SEELE (2000) angegebenen Bedingungen. Diese Modifikation der zur Anwendung des Makrophytenindex (MELZER 1988) bewährten Bedingungen wurde zur Bewertung relativ kleiner und somit meist artenarmer Untersuchungseinheiten entwickelt. Die Summe der Quantitätswerte der eingestuften Taxa eines Transekts muss demnach die Grenze von 55 erreichen.

Der Index kann somit als gesichert betrachtet werden, wenn drei eingestufte Taxa mit den Pflanzenmengen 3, 3, 1 vorkommen. Treten weniger als zwei Taxa mit der Pflanzenmenge drei auf, so müssen insgesamt verhältnismäßig viele indikative Taxa (mindestens 5 bzw. 8) mit Schätzwerten der Pflanzenmenge von zwei oder weniger gefunden werden. Sind diese Bedingungen nicht erfüllt, so gilt der errechnete Indexwert als nicht gesichert. In diesem Fall muss die Bewertung der Stelle auf Grundlage der Diatomeen oder anderer Organismengruppen erfolgen.

Als Grund für geringe Pflanzenmengen kommen natürliche Ursachen in Frage wie ungünstiges Substrat, Wellenschlag, Huminstoffe oder starke Beschattung. Können diese Gründe ausgeschlossen werden, so muss auch die Möglichkeit einer Makrophytenverödung durch Eutrophierung (MELZER & HÜNERFELD 1990, LACHAVANNE et al. 1991) in Betracht gezogen werden. Eine weitere Ursache kann auch im Besatz mit herbivoren Fischen (DILEWSKI & SCHARF 1988, ROWECK & SCHÜTZ 1988) zu sehen sein. Gibt es Hinweise auf diese Arten der Degradation, so sind die untersuchten Stellen dem ungesicherten schlechten ökologischen Zustand zuzuordnen.

An Stellen des **Untertyps AKs** kann das Fehlen von Makrophyten nicht zu Aussagen über die Degradierung herangezogen werden. Die extreme Morphologie lässt hier natürlicherweise keinen dichten Bewuchs zu. Eine Bewertung mit Zustandsstufe fünf ist für diesen Untertyp also nicht möglich.

Indexgrenzen

Die Einteilung der Indexklassen für den Typ AK erfolgte nach dem nachfolgend dargestellten Schema (Abbildung 5.11). Es zeigt die der Bewertung zugrunde liegende Vegetationstabelle. Referenzstellen sind blau hervorgehoben. Die Intensität der Hintergrundfarben entspricht den Pflanzenmengen der betreffenden Artengruppe. Stellen ohne submerse Vegetation sind nicht dargestellt. In zukünftigen Untersuchungen kann die Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen gemäß Tabelle 5.4 vorgenommen werden.

Tabelle 5.4: Zuordnung der Indexwerte zu den Ökologischen Zustandsklassen (Typ AK(s))

RI-Wert	Ökolog. Zustandskl.	Einschränkung/ Bedingung
100 ... 75	1	falls C > 10% → Zustand 2
< 75 ... (> 0)	2	
0 ... (- 45)	3	
< (- 45) ... (- 100)	4	
	5	Makrophytenverödung → Zustand 5 (ungesichert)

5.2.4.2 Silikatisch geprägte Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes (MTS)

Bewertung

Die Bewertung innerhalb dieses Typs erfolgt nach der im Kapitel 5.2.3 beschriebenen Vorgehensweise. Der „Referenzindex“ wird nach der angegebenen Formel errechnet.

Der Einfluss einer **Versauerung** auf Seen dieses Typs (MELZER & ROTHMEYER 1983, MELZER et al. 1985a) kann nicht bewertet werden. Die in Frage kommenden Seen waren wegen ihrer geringen Größe vom Untersuchungsprogramm ausgeschlossen (SCHMEDITJE et al. 2001). Eine spätere Erweiterung des vorliegenden Indikationssystems scheint aber aufgrund der Ergebnisse anderer Untersuchungen möglich (WIEGLEB 1978, ROELOFS 1983). So ging die Versauerung stets mit einem Verschwinden der empfindlichen „Littorellion“-Arten und einer Zunahme robuster Taxa wie *Juncus bulbosus* oder *Sphagnum*-Arten einher.

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für Typ MTS sind in Tabelle 5.5 zusammengefasst. Die Artengruppen wurden aus MELZER et al. (1985), ROWECK (1986), DOLL (1992), OBERDORFER (1994), VÖGE (1995), KRAUSE (1997), SCHMEDITJE et al. (1998) und HORN & PÄTZOLD (1999) ergänzt.

Tabelle 5.5: Artengruppen Submerse (Typ MTS), teilweise aus der Literatur ergänzt (*)

Artengruppe A	Artengruppe B	Artengruppe C
Callitriche palustris*	Bryophyta (incl. Fontinalis antipyretica)*	Ceratophyllum demersum*
Chara delicatula*		Elodea canadensis
Elatine hexandra	Chara aspera	Elodea nuttallii
Elatine hydropiper*	Chara contraria	Lemna minor*
Eleocharis acicularis*	Chara globularis*	Lemna trisulca*
Isoëtes echinospora	Juncus bulbosus f. fluitans*	Myriophyllum spicatum
Isoëtes lacustris	Nitella flexilis	Myriophyllum verticillatum*
Littorella uniflora	Potamogeton berchtoldii	Nitella mucronata*
Lobelia dortmanna*	Potamogeton filiformis*	Potamogeton crispus
Myriophyllum alterniflorum	Potamogeton lucens*	Potamogeton densus*
Nitella gracilis*	Potamogeton praelongus*	Potamogeton friesii*
Nitella opaca	Ranunculus peltatus	Potamogeton pectinatus
Nitella syncarpa *	Utricularia australis*	Potamogeton pusillus*
Nitella translucens*	Utricularia vulgaris*	Ranunculus circinatus
Potamogeton gramineus*		Sagittaria sagittifolia*
Potamogeton polygonifolius*		Spirodela polyrhiza*
Utricularia intermedia*		Zannichellia palustris*
Utricularia minor*		
Utricularia ochroleuca*		

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Mindestpflanzenmenge zur gesicherten Indexberechnung an einer Probestelle beträgt 55 wie bei dem oben beschriebenen Typ AK. Ist der Index nicht gesichert, muss die Bewertung der Stelle auf Grundlage der Diatomeen oder anderer Organismengruppen erfolgen. Beim Fehlen natürlicher Ursachen und bei Hinweisen auf Makrophytenverödung aufgrund starker Degradationen (Eutrophierung, Fischbesatz) sind die untersuchten Stellen dem ungesicherten „schlechten“ ökologischen Zustand zuzuordnen.

Indexgrenzen

Die Einteilung der Indexklassen für den Typ erfolgte nach dem nachfolgend dargestellten Schema (Abbildung 5.12). Es zeigt die der Bewertung zugrunde liegende Vegetationstabelle. Referenzstellen sind blau hervorgehoben. Die Intensität der Hintergrundfarben entspricht den Pflanzenmengen der betreffenden Artengruppe. Stellen ohne submerse Vegetation sind nicht dargestellt. In zukünftigen Untersuchungen kann die Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen nach Tabelle 5.6 erfolgen.

Stelle	Artengruppe A						Artengruppe B				Artengruppe C			Bewertung		
	Isoetes echinospora	Isoetes lacustris	Elatine hexandra	Nitella opaca	Littorella uniflora	Myriophyllum alterniflorum	Nitella flexilis	Potamogeton berchtoldii	Fontinalis antipyretica	Chara aspera	Elodea canadensis	Ranunculus peltatus	Elodea nuttallii	Potamogeton crispus	Myriophyllum spicatum	Referenzindex
Feldsee 1	8	224		8		216									100	456
Feldsee 2				35		92									100	127
Feldsee 3				54		198									100	252
Titisee 2		125				64									100	189
Weinfelder Maar 1			62	16	24	8							1		91	111
Weinfelder Maar 2			133	285	8	8					27				87	461
Titisee 3					64			27							70	91
Pulvermaar 1				27	224	54	62						8		65	375
Pulvermaar 3				8	70	72	44								40	194
Pulvermaar 2					119	91	99								39	309
Schalkenmehrener Maar 1								250		54	341	93			-66	738
Schalkenmehrener Maar 3								1	125	35	243	160			-78	564
Schalkenmehrener Maar 2								8		54	341	8	92		-98	503
Gemündener Maar 2											35				-100	35
Immerather Maar 1														28	-100	28
Immerather Maar 2													8		-100	8

Abbildung 5.12: Schema für die Einteilung der Indexwerte (Submerse, Typ MTS). Schraffierte Stellen lassen keine gesicherte Indexberechnung zu und müssen auf mögliche Makrophytenverödung (= Zustand 5) geprüft werden.

Tabelle 5.6: Zuordnung der Indexwerte zu den Ökologischen Zustandsklassen (Typ MTS)

Indexwert	Ökolog. Zustandskl.	Einschränkung/ Bedingung
100	1	
< 100 ... (40)	2	
< 40 ... (- 40)	3	
< (-40) ... (-100)	4	
	5	Makrophytenverödung → Zustand 5 (ungesichert)

5.2.4.3 Stabil geschichtete karbonatreiche Wasserkörper des Tieflandes (TKg)

Bewertung

Die Bewertung innerhalb dieses Typs erfolgt nach der im Kapitel „Allgemeines zum Bewertungsverfahren“ beschriebenen Vorgehensweise. Der „Referenzindex“ wird mittels der dort angegebenen Formel errechnet.

Zusätzlich ist für diesen Typ eine weitere Differenzierung notwendig. Einige der Arten, die an Referenzstellen dieses Typs verbreitet sind, weisen eine weite ökologische Amplitude auf, und entwickeln in stark belasteten Seen Massen- und Reinbestände. In der Literatur wird als typisches Beispiel oft *Potamogeton pectinatus* erwähnt (TGL 27885/01 1982, KRAUSCH 1964). Aber auch *Ceratophyllum demersum* zeigt in Norddeutschland ein entsprechendes Verhalten. Zwar besiedelt die Art in Norddeutschland nährstoffärmere Seen als im Süden, von dieser Art dominierte Gesellschaften treten aber typischerweise in stark nährstoffreichen Seen auf (DOLL 1991). Für beide Arten ist eine Zuordnung in die Gruppe der Störzeiger aufgrund der nicht unerheblichen Vorkommen an den Referenzstellen nicht zu vertreten. Ihr euryökes Verhalten erfordert die Einstufung in die mittlere Artengruppe. Um die Aussagekraft der Dominanzbestände dieser Art dennoch zu nutzen, sind diese zusätzlich zur Berechnung des Indexes zu berücksichtigen. Aus diesem Grund werden Stellen mit Dominanzvorkommen (mindestens 80% der Gesamtquantität der Stelle) von

- ◆ *Potamogeton pectinatus*
- ◆ *Ceratophyllum demersum*

dem ökologisch unbefriedigendem Zustand (4) zugeordnet.

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für den Typ TKg sind in Tabelle 5.7 zusammengefasst. Die Artengruppen wurden aus KRAUSCH (1964), SUCCOW & REINHOLD (1978), DOLL (1983, 1989, 1991), PIETSCH (1987), OBERDORFER (1994), KRAUSE (1997) und SCHMEDTJE et al. (1998) ergänzt.

Tabelle 5.7: Artengruppen Submerse (Typ TKg), teilweise aus der Literatur ergänzt (*)

Artengruppe A	Artengruppe B	Artengruppe C
Chara aspera	Bryophyta (incl. Fontinalis antipyretica)	Ceratophyllum submersum
Chara delicatula		Elodea canadensis
Chara filiformis*	Callitriche sp.*	Elodea nuttallii
Chara hispida	Ceratophyllum demersum	Lemna minor
Chara intermedia	Chara contraria	Lemna trisulca
Chara polyacantha*	Chara globularis	Potamogeton acutifolius
Chara rudis	Chara vulgaris*	Potamogeton compressus*
Chara tomentosa	Eleocharis acicularis*	Potamogeton crispus
Littorella uniflora*	Hippuris vulgaris*	Potamogeton crispus x perfoliatus
Myriophyllum alterniflorum	Myriophyllum spicatum	Potamogeton friesii
Nitella flexilis	Myriophyllum verticillatum	
Nitella opaca	Najas marina	Ranunculus Subgenus
Nitella syncarpa*	Nitella mucronata*	Batrachium
Nitellopsis obtusa	Potamogeton berchtoldii*	Sagittaria sagittifolia
Potamogeton alpinus*	Potamogeton lucens	Spirodela polyrhiza
Potamogeton filiformis	Potamogeton obtusifolius*	Zannichellia palustris
Potamogeton gramineus	Potamogeton pectinatus	
Potamogeton praelongus*	Potamogeton perfoliatus	
Potamogeton rutilus*	Potamogeton pusillus	
Potamogeton trichoides*	Utricularia australis	
Potamogeton x nitens*		
Potamogeton x zizii		
Stratiotes aloides f. submersa		
Tolypella glomerata		
Utricularia intermedia*		
Utricularia minor*		
Utricularia vulgaris		

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Mindestpflanzenmenge der eingestuften Taxa zur gesicherten Indexberechnung einer Probestelle beträgt 55 wie bei dem oben beschriebenen Typ AK. Ist der Index nicht gesichert, muss die Bewertung der Stelle auf Grundlage der Diatomeen oder anderer Organismengruppen erfolgen. Beim Fehlen natürlicher Ursachen und bei Hinweisen auf Makrophytenverödung aufgrund starker Degradationen (Eutrophierung, Fischbesatz) sind die untersuchten Stellen dem ungesicherten schlechten ökologischen Zustand zuzuordnen.

Indexgrenzen

Die Einteilung der Indexklassen für Typ TKg erfolgte nach dem nachfolgend dargestellten Schema (Abbildung 5.13). Es zeigt die der Bewertung zugrunde liegende Vegetationstabelle. Die Intensität der Hintergrundfarben entspricht den Pflanzenmengen der betreffenden Artengruppe. Stellen ohne submerse Vegetation sind nicht dargestellt. In zukünftigen Untersuchungen kann die Zuordnung der Indexwerte zu den Zustandsklassen nach Tabelle 5.8 erfolgen.

Tabelle 5.8: Zuordnung der Indexwerte zu den Ökologischen Zustandsklassen (Typ TKg)

Indexwert	Ökolog. Zustandskl.	Einschränkung/ Bedingung
100 ... 40	1	falls C > 5 % → Zustand 2
< 40 ... (> 0)	2	
0 ... (- 10)	3	falls Dominanzbestände einzelner Taxa aus B (= 80 %) → Zustand 4
< (- 10) ... (- 100)	4	
	5	Makrophytenverödung → Zustand 5 (ungesichert)

5.2.4.4 Polymiktische karbonatreiche Wasserkörper des Tieflandes (TKp)

Bewertung

Seen dieses Typs sind in besonders starkem Ausmaß seit langem von anthropogenen Veränderungen betroffen (KRAUSCH 1987, KÖRNER 2002). Aufgrund der wenigen zur Verfügung stehenden Referenzstellen wurden ergänzend historische Daten (PFAFFENBERG & DIENEMANN 1964, KÖRNER 2001) zur Rekonstruktion der Referenzbiozönose herangezogen. Zwar fehlen quantitative Angaben weitgehend, doch zeigen diese Daten ein breites Spektrum vorkommender Arten auf.

Zusätzlich konnten auch erste Ergebnisse eines Projektes zu Leitbild-Biozönosen in ungeschichteten Seen des Landes Brandenburg berücksichtigt werden. Ziel dieses Forschungsvorhabens ist die Rekonstruktion der Entwicklung der Unterwasserflora während der letzten 2000 Jahre (KÖRNER 2003).

Die Bewertung der polymiktischen Seen des Norddeutschen Tieflandes weicht von denjenigen der übrigen Typen ab. Eine Auftrennung in drei Artengruppen und somit die Berechnung des Referenzindex ist in diesem Fall nicht möglich. Diese Seen sind im natürlichen Zustand meso- bis leicht eutroph, weshalb sich hier bereits an den Referenzstellen größere Mengen von Arten mit mäßigen bis hohen Nährstoffansprüchen finden, die in Süddeutschland den Störzeigern zugeordnet werden. Für Typ TKp konnte deshalb nicht zwischen indifferenten Arten und Störzeigern unterschieden werden. Die hohe natürliche Variabilität des Typs lässt lediglich die Abgrenzung von typspezifischen empfindlichen Arten (Gruppe A), deren Anteil mit zunehmender Belastung zurückgeht, und indifferenten Arten (Gruppe B) zu. Die Beurteilung der Stellen basiert auf dem prozentualen Anteil der empfindlichen Arten.

Ein zusätzliches Bewertungskriterium stellt wie im Typ TKg die Dominanz einzelner Taxa aus Gruppe B dar. Eine Stelle wird in die ökologische Zustandsklasse drei eingestuft, wenn der Anteil eines der folgenden Taxa an der Gesamtquantität der Stelle mindestens 80 % beträgt:

- ◆ *Potamogeton pectinatus*
- ◆ *Ceratophyllum demersum*
- ◆ *Ceratophyllum submersum*
- ◆ *Elodea canadensis/nuttallii* (Summe der Anteile beider Taxa)

Die Bewertung fehlender Vegetation wird durch das alternative Vorkommen von makrophyten- und planktondominierten Zuständen (SCHEFFER 1998) zusätzlich erschwert (siehe unten). In solchen Fällen wird die Bewertung durch das Phytoplankton eine wesentliche Rolle spielen.

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für den Typ TKp sind in Tabelle 5.9 zusammengefasst. Die Artengruppen wurden aus JESCHKE (1963), PFAFFENBERG & DIENEMANN (1964), SUCCOW & REINHOLD (1978), DOLL (1978, 1989), PIETSCH (1987), KRAUSE (1997), SCHMEDTJE et al. (1998) und KÖRNER (2001) ergänzt.

Voraussetzungen für die Bewertung

Bei der Festlegung der erforderlichen Mindestpflanzenmenge zur gesicherten Bewertung einer Probestelle wurde berücksichtigt, dass aufgrund der oftmals geringen Tiefe der Seen dieses Typs der untersuchte Bereich in vielen Fällen nicht in vier Tiefenstufen unterteilt werden kann. Die maximal erreichbaren Pflanzenquantitäten, die unter Aufsummierung der Werte aller Tiefenstufen gebildet werden, fallen demnach geringer aus als bei den übrigen Typen. Um auch eine Bewertung extrem flacher Seen wie z.B. Dümmer oder Steinhuder Meer zu ermöglichen, wurde die Grenze der benötigten Mindestquantität für diesen Typ auf 35 gesetzt. Dies entspricht einem Taxon mit Schätzstufe drei und einem weiteren mit zwei. Werden diese Mindestanforderungen nicht erfüllt, kann keine gesicherte Bewertung der Stelle erfolgen. Natürliche Mechanismen, die eine Besiedlung mit submersen Makrophyten verhindern können, sind neben Beschattung und ungünstigem Substrat auch starke Aufwirbelungen durch Wind, die insbesondere in den großflächigen Seen dieses Typs Bereiche natürlicherweise frei von Bewuchs halten (PFAFFENBERG & DIENEMANN 1964, POLTZ & SCHUSTER 2001).

Können natürliche Ursachen für den geringen Makrophytenbewuchs ausgeschlossen werden, so muss die Möglichkeit der Makrophytenverödung durch Eutrophierung in Betracht gezogen werden. Wie bei den übrigen Typen können in diesem Fall die Makrophyten Hinweise auf eine Störung des Ökosystems geben. Gesicherte Aussagen sind aber nur unter Einbeziehung der restlichen Organismengruppen möglich.

Anmerkung:

Für diesen Typ muss auch die Frage nach dem natürlichen Vorkommen planktondominierter Seen ohne submerse Vegetation gestellt werden. Nach SCHEFFER (1998) ist zwar der makrophytendominierte Zustand mit hoher Sichttiefe für die Mehrheit der Flachseen als natürlich anzunehmen, doch gibt es mittlerweile Hinweise darauf, dass schon seit mehr als 1000 Jahren, also lange vor dem Einsetzen der Industrialisierung, Wechsel zwischen makrophyten- und phytoplanktondominierten Zuständen stattgefunden haben (KÖRNER 2003). Auf der anderen Seite ist der Einfluss anthropogener Belastungen wie Eutrophierung auf den Rückgang der submersen Makrophyten von Flachseen europaweit ein bekanntes Problem (vgl. Zitate in SCHEFFER 1998, KÖRNER 2002), das an dieser Stelle nicht ignoriert werden darf. Erschwerend für die Bewertung kommt hinzu, dass auch durch Reduzierung der Nährstoffkonzentrationen auf ein Niveau, das eine Wiederbesiedlung mit

Makrophyten zulassen sollte, der planktondominierte Zustand durch verschiedene Faktoren (Sediment-Resuspension, Trübung, Nahrungsnetz) stabilisiert wird (SCHEFFER 1998, KÖRNER 2002a). Alternativ sind bei bestimmten Nährstoffverhältnissen also entweder Plankton- oder Makrophytendominanz möglich. In der Anwendung des Bewertungsverfahrens kommt deshalb bei Verdacht auf Makrophytenverödung in einem planktondominierten See der Beurteilung durch Phytoplankton eine entscheidende Rolle zu.

Tabelle 5.9: Artengruppen Submerse (Typ TKp), teilweise aus der Literatur ergänzt (*)

Artengruppe A	Artengruppe B
Chara aspera	Bryophyta (incl. Fontinalis antipyretica)
Chara contraria	Ceratophyllum demersum
Chara delicatula	Ceratophyllum submersum
Chara globularis	Elodea canadensis
Chara hispida	Elodea nuttallii
Chara intermedia	Hippuris vulgaris*
Chara rudis*	Lemna minor
Chara tomentosa	Lemna trisulca*
Chara vulgaris*	Myriophyllum spicatum
Myriophyllum alterniflorum*	Najas marina
Myriophyllum verticillatum	Nitella mucronata*
Nitella flexilis*	Potamogeton crispus
Nitella opaca	Potamogeton crispus x perfoliatus
Nitellopsis obtusa	Potamogeton friesii
Potamogeton acutifolius*	Potamogeton obtusifolius*
Potamogeton berchtoldii	Potamogeton pectinatus
Potamogeton compressus	Potamogeton perfoliatus
Potamogeton filiformis	Potamogeton pusillus
Potamogeton gramineus	Ranunculus aquatilis
Potamogeton lucens	Ranunculus circinatus
Potamogeton praelongus*	Ranunculus trichophyllus
Potamogeton rutilus*	Sagittaria sagittifolia
Potamogeton x nitens*	Spirodela polyrhiza*
Potamogeton x zizii*	Zannichellia palustris
Stratiotes aloides f. submersa	
Tolypella glomerata	
Utricularia australis*	
Utricularia intermedia*	
Utricularia minor*	
Utricularia vulgaris*	

Indexgrenzen

Die Einteilung der Indexklassen für den Typ erfolgte nach dem nachfolgend dargestellten Schema (Abbildung 5.14). Es zeigt die der Bewertung zugrunde liegende Vegetationstabelle. Die Intensität der Hintergrundfarben entspricht den Pflanzenmengen der betreffenden Artengruppe. Stellen ohne submerse Vegetation sind nicht dargestellt.

Tabelle 5.10: Zuordnung der Indexwerte zu den Ökologischen Zustandsklassen (Typ TKp)

% A	Ökolog. Zustandskl.	Einschränkung/ Bedingung
100 ... 60	1	
< 60 ... 0	2	falls Dominanzbestände einzelner Taxa aus B (mind. 80 %) → Zustand 3
0	3	Dominanzbestände einzelner Taxa aus B (= 80 %)
	4/5	Makrophytenverödung → Zustand 4/5 (ungesichert)

5.2.5 Möglichkeiten und Grenzen des Bewertungsverfahrens

5.2.5.1 Untersuchungsmethoden

Welche Methoden zur Bewertung eines Sees am besten geeignet sind und unter welchen Bedingungen sie sinnvoll angewendet werden können, war eine grundlegende Frage der vorliegenden Arbeit. An dieser Stelle soll auch die Methode der Makrophytenerhebung, die die Basis der Bewertung bildet, kritisch diskutiert werden. Zur Erstellung des Bewertungssystems wurden sowohl von Tauchern erhobene Daten als auch mit der unter 4.2 beschriebenen Methodik gewonnene Kartierungsergebnisse verwendet. Oftmals wird darauf hingewiesen, dass Tauchkartierungen ein genaueres Bild der submersen Vegetation liefern als Beprobungen vom Boot aus (RASCHKE & RUSANOWSKI 1984, KOHLER 1987 und MELZER & SCHNEIDER 2001). Zwar werden dominante Arten meist gleich gut erfasst, seltene, verstreut auftretende Arten können bei der Verwendung von Greifgeräten aber leichter übersehen werden als bei Tauchkartierungen (CAPERS 2000). Bei der Erstellung des Bewertungssystems wurde dieses Ungleichgewicht berücksichtigt, indem weder die Gesamtartenzahl noch die Zahl der gefundenen Rote-Liste-Arten als Gütekriterien dienen. Dennoch ist es wichtig festzustellen, inwiefern sich Unterschiede in der Kartierungsmethodik auf das Endergebnis der Zustandsbewertung auswirken.

Um diese Abweichungen einschätzen zu können, wurden acht der Abschnitte des Starnberger Sees, die im Jahr 2000 durch eine Tauchkartierung (MELZER & SCHNEIDER 2001) untersucht worden waren, unmittelbar danach mit dem Rechen beprobt (eigene unveröffentlichte Daten). Für einen entsprechenden Methodenvergleich konnten auch Daten zu drei Seen in Schleswig-Holstein (KIFL 2002) herangezogen werden, die das Landesamt für Natur und Umwelt (LANU) zu Verfügung stellte.

Es zeigte sich, dass die Bewertung des ökologischen Zustands gegenüber der Kartierungsmethode robust ist. Der Vergleich der Zustandsklassen, die aus den mit unterschiedlichen Methoden in derselben Vegetationsperiode erhobenen Daten ermittelt wurden, zeigt für alle untersuchten Stellen eine hochsignifikante Korrelation nach Spearman mit $r_s = 0,903$ ($n = 19$, $p < 0,01$). In wenigen Fällen weichen die Ergebnisse um maximal eine Zustandstufe von einander ab. Dies kann passieren, wenn die Werte des Referenzindex nahe an den jeweiligen Klassengrenzen liegen. Im Fall des Starnberger Sees führt dieser Umstand an zwei der untersuchten Abschnitte zu einer „mäßigen“ Einstufung gemäß Tauchkartierung, während aus der Beprobung mit dem Rechen der „gute“ Zustand dieser Stellen abzuleiten ist. Diese Unterschiede lassen sich zumindest teilweise durch abweichende Beprobungstermine erklären. Bereits MELZER (1988) weist darauf hin, dass die Makrophytenuntersuchung zur Hauptvegetationsperiode erfolgen sollte. Leider konnten die Kartierungen mit den Entnahmegerten aus organisatorischen Gründen nicht unmittelbar nach den Tauchgängen erfolgen, sondern erst drei bis vier Wochen später, nämlich Ende August. Zu dieser Zeit war die aquatische Vegetation bereits im Rückgang begriffen, was erklären könnte, weshalb einige wichtige

indikative Taxa in wesentlich geringeren Mengen gefunden wurden als von den Tauchern. Eine wichtige Rolle spielte hierbei *Potamogeton pectinatus*, eine hochwüchsige Art, die sich im Allgemeinen sehr gut mit dem Rechen erfassen lässt. Es erscheint unwahrscheinlich, dass die von den Tauchern als „häufig“ bezeichnete Art einzig aufgrund der Probenahmemethode mit dem Rechen nur „selten“ zu finden war.

Keine der beiden Kartierungsmethoden führte grundsätzlich zu besseren oder schlechteren Werten des Referenzindex. Mit zunehmender Zahl der untersuchten Stellen eines Gewässers werden die Unterschiede also relativiert. Um eine Bewertung im Sinne der WRRL durchzuführen, sind also beide Kartierungsmethoden geeignet. Die Kartierungsmethodik mit verschiedenen Entnahmegerten bietet eine Alternative zur Tauchkartierung, die von den Mitarbeitern der zuständigen Behörden durchgeführt werden kann. Unter manchen Bedingungen ist der Einsatz von Tauchern jedoch notwendig. Hierzu zählt beispielsweise starker Wind (ab Windstärke 3 bzw. 4), der in küstennahen Seen keine Seltenheit ist und das exakte Arbeiten vom Boot aus unmöglich macht (KIFL 2002). Auch in Seen mit Vorkommen gefährdeter Arten sollte die ressourcenschonende Tauchkartierung durchgeführt werden. Ebenso bleibt unbestritten, dass für weiterführende Fragestellungen, wie zur Erfassung des Arteninventars eines Gewässers oder für ein Dauermonitoring zur Beobachtung seltener Taxa, Tauchuntersuchungen unerlässlich sind.

Tauchkartierungen bieten darüber hinaus die Möglichkeit einer flächendeckenden Untersuchung des Litoralbereichs. Wie unter 5.2.5.3 erläutert, erleichtert dieses Vorgehen die Gesamtbewertung der Seen. Mögliche Fehleinschätzungen durch Auswahl ungeeigneter Stichproben können so ausgeschlossen werden. In der praktischen Anwendung sollte daher die flächendeckende Tauchkartierung bevorzugt werden, wann immer es die finanziellen und personellen Mittel zulassen.

5.2.5.2 Bewertung der Gewässerstellen

Mit dem vorgestellten Bewertungssystem wurde eine Möglichkeit zur ökologischen Beurteilung von Stillgewässerstellen anhand ihrer Makrophytenvegetation im Sinne der WRRL geschaffen. Das Verfahren ist grundsätzlich auf alle natürlichen Seen innerhalb Deutschlands mit einer Oberfläche von mindestens 0,5 km² anwendbar und bietet daher die Möglichkeit einer flächendeckenden Bewertung. Die Anwendbarkeit des Systems beschränkt sich auf Stellen, die natürlicherweise geeignete Bedingungen für einen Bewuchs mit submersen Makrophyten bieten. In einigen Fällen (z.B. Stellen mit ungünstigem Substrat) muss auf Untersuchungen anderer Organismengruppen bzw. allgemeiner Belastungsfaktoren zurückgegriffen werden (vgl. Kapitel 5.2.4).

Die Untersuchungsgewässer für die vorliegende Studie wurden unter dem Gesichtspunkt ausgewählt, dass sie ein breites Spektrum unterschiedlicher Belastungen repräsentieren. Die aktuellen physikalisch-chemischen Daten sowie die vor Ort erhobenen Angaben zur lokalen Belastung der Stellen belegen eindeutig, dass diese Vorgabe erfüllt wurde. Das erstellte System

ist somit auf Seen unterschiedlicher hydrochemischer und struktureller Belastungsgrade anwendbar.

Der Versuch, ein Bewertungsschema anhand der helophytischen Makrophytenvegetation an Seen zu erarbeiten, brachte kein zufrieden stellendes Ergebnis. Die Biozönoten emerser Wasserpflanzen weisen eine zu hohe natürliche Variabilität auf. Eine Indikation struktureller Degradationen anhand von Makrophyten erwies sich somit als nicht durchführbar (vgl. Kapitel 5.2.2).

Erfolgreich war hingegen die Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens auf Basis der submersen Vegetation. Dem Bewertungssystem liegt die in der WRRL geforderte Definition der Degradation als Abweichung der Biozönose von der Referenzbiozönose (Leitbild) zugrunde. Artenzusammensetzung und Abundanz der submersen Makrophytenbiozönose an einer Untersuchungsstelle werden entsprechend den Vorgaben der WRRL bei der Berechnung des Referenzindex berücksichtigt. Die Einteilung der Indexklassen und deren Zuordnung zu den ökologischen Zustandsklassen orientieren sich am Wortlaut der WRRL.

Die Einteilung in drei Artengruppen berücksichtigt sowohl den Verbreitungsschwerpunkt wie auch die Indikationsschärfe der Arten. Während Artengruppe A und C Taxa zugeordnet wurden, die vornehmlich an gering bzw. stark belasteten Stellen anzutreffen waren, enthält die mittlere Gruppe B Arten mäßig belasteter Stellen sowie Taxa mit breiter ökologischer Amplitude. Dieser Gruppe gehören im Typ TKg beispielsweise die Arten *Chara contraria* und *Fontinalis antipyretica* an. Zwar sind üppige Bestände dieser Arten charakteristischer Bestandteil vieler ökologisch „guter“ Seen, die Vorkommen in belasteten Seen (z.B. Gr. Zechliner See) rechtfertigen jedoch die Zuordnung zu den "indifferenten" Arten (B). Bei der Ermittlung des ökologischen Zustands verhalten sich Arten dieser Gruppe neutral. Eine Stelle mit großen Beständen kann bei gleichzeitigem Vorkommen empfindlicher Taxa dem „guten“ oder „sehr guten“ ökologischen Zustand zugeordnet werden (z.B. Gr. Wummsee oder Stechlinsee). Treten die Arten jedoch zusammen mit einer großen Anzahl von Störzeigern auf, werden die Stellen als „mäßig“ oder „unbefriedigend“ eingestuft (z.B. Roofensee oder Zootzensee). Trotz der Einfachheit des Bewertungsverfahrens gelang es also, die ökologische Valenz der Taxa mit zu berücksichtigen. Die Einbeziehung eines Gewichtungsfaktors, der in viele ökologische Bewertungsverfahren eingeht (SLÁDECEK 1973, SCHNEIDER 2000), erübrigt sich somit.

5.2.5.3 Gesamtbewertung von Seen

Das vorgestellte Bewertungsverfahren basiert auf der Untersuchung von **Seestellen**. Die Entwicklung einer für das ganze Gewässer gültigen Gesamtbewertung war nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchung. Dennoch soll im Folgenden kurz auf Möglichkeiten und Voraussetzungen einer solchen Gesamtbewertung eingegangen werden.

Die Frage, welche und wie viele Stellen für die Bewertung des Gesamtgewässers untersucht werden müssen, kann nicht pauschal beantwortet werden. Die Antwort ist abhängig

von der Größe und Heterogenität des Sees. So sind unter den Kleinseen durchaus Gewässer zu finden, deren Zustand im gesamten Litoralbereich konstant ist. Als Beispiele für den bayerischen Voralpenraum sind der nur 0,06 km² große Lustsee und der 0,16 km² große Froschhauser See zu erwähnen. Im Sommer des Jahres 1997 wurden die beiden Kleinseen durch Taucher vollständig kartiert (SEELE 2000). Ermittelt man den ökologischen Zustand nach den Kriterien für Typ AK, so sind alle vier Abschnitte des Lustsees als „sehr gut“ zu beurteilen, die sieben Abschnitte des Froschhauser Sees, die ausreichenden Makrophytenbewuchs aufweisen, ausnahmslos als „gut“.

Ein sehr viel differenziertes Bild zeigt der Chiemsee. Der durch Glazialerosion entstandene Chiemsee zählt mit 80 km² Fläche zu den größten Seen im Bundesgebiet. Trotz des großen Wasserkörpers und des dimiktischen Mischungsverhaltens führten anthropogene Nährstoffzufuhren zu einer rapiden Eutrophierung des Sees (SCHAUMBURG 1992). Durch Etablieren der Phosphatfällung in Kläranlagen des Einzugsgebietes sowie dem Bau einer Ringkanalisation im Jahr 1989, welche die Abwässer der Anliegergemeinden erfasst und einem Sammelklärwerk zuführt (BUCKSTEG 1990), wurde schließlich eine deutliche Verbesserung des ehemals eutrophen Sees erreicht (SCHAUMBURG 1996). Die 1998 durchgeführte flächendeckende Tauchkartierung des Litoralbereichs (MELZER & SCHNEIDER 2001) zeigte, dass trotz der erheblich verbesserten Wasserqualität lokal erhebliche Belastungen vorlagen. Abbildung 5.15 zeigt für die untersuchten Abschnitte den ökologischen Zustand, ermittelt nach dem oben beschriebenen Verfahren für Typ AK. Die überwiegende Zahl der Abschnitte des 1998 als schwach mesotroph zu bezeichnenden Chiemsees weist demnach einen „guten“ ökologischen Zustand auf. Kleinräumig sind jedoch starke Unterschiede in der Gewässerqualität festzustellen.

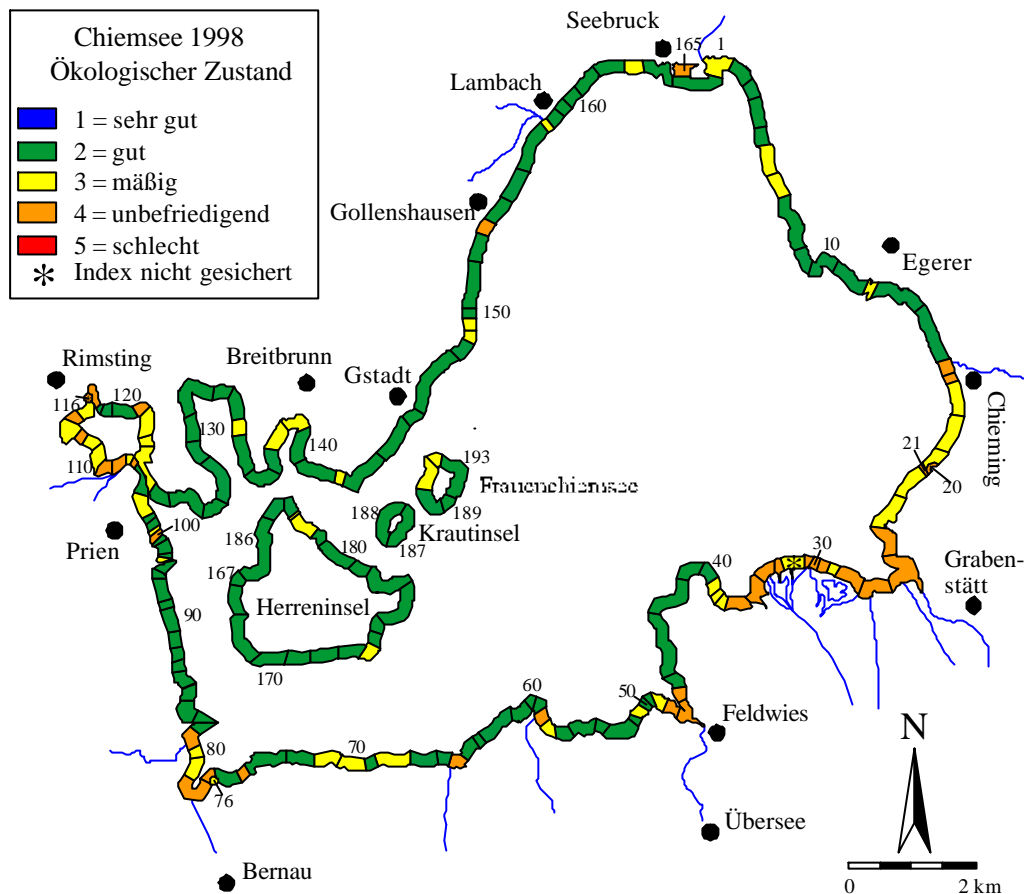


Abbildung 5.15: Ökologischer Zustand der Chiemseeabschnitte Stand 1998

Besonders in der Nähe von Siedlungen (z.B. Abschnitt 100, 153 und 165) oder im Mündungsbereich der Zuflüsse (z.B. Abschnitt 1, 58 und 65) sind zwischen großen Bereichen mit „gutem Zustand“ oft kleine Abschnitte in „mäßiger“ oder gar „unbefriedigender“ ökologischer Qualität zu finden. An diesen Stellen zeigt sich die Sensibilität der submersen Vegetation gegenüber lokal auftretenden Belastungen, insbesondere erhöhten Nährstoffgehalten. Seit 1989 werden zwar Abwasserfrachten wirkungsvoll vom See ferngehalten, lokale Nährstoffeinträge durch die Zuflüsse, z.B. durch Austrag aus landwirtschaftlichen Flächen (vgl. PRASUN & BRAUN 1994, NEYER 1999), scheinen aber nach wie vor eine Rolle zu spielen.

Nicht alle Unterschiede innerhalb des Sees können jedoch durch lokale anthropogene Belastungen erklärt werden. In einzelnen Fällen ist kritisch zu prüfen, ob einzelne Bereiche mit dem erstellten Bewertungsverfahren sinnvoll beurteilt werden können. So nimmt die Tiroler Ache eine Sonderstellung unter den Zuflüssen ein. Sie stellt mit 68% der Jahreswasserfracht mit Abstand den größten Zufluss dar (SCHAUMBURG 1996). Die Abschnitte im Mündungsdelta (26 bis 35) weisen einen „mäßigen“ und „unbefriedigenden“ Zustand auf. Diese Einschätzung des bereits 1954 als Naturschutzgebiet ausgewiesenen Bereichs erscheint jedoch fragwürdig, zumal der Phosphorgehalt der Tiroler Ache seit 1993 stark rückläufig war. Hierbei ist zu beachten, dass die Beurteilung solcher Stellen nicht gesichert

erfolgen kann, da die Einflussbereiche bedeutender Zuflüsse bei der Erarbeitung des Bewertungsverfahrens nicht berücksichtigt wurden. Die Organismen werden in diesen Bereichen mehr von den Verhältnissen des Zuflusses als von denen des Sees geprägt. Empfindliche Makrophytenarten können an diesen Stellen aus natürlichen Gründen fehlen. MELZER & SCHNEIDER (2001) nannten in diesem Zusammenhang unter anderem die ständige, hohe Schwebstoffzufuhr. Diese könnte zu einer vermehrten Nährstoffansammlung im Sediment führen. Auch die mechanische Wirkung der Strömung dürfte einen Einfluss auf das Sediment und damit auf den natürlichen Bewuchs solcher Standorte haben. Aus diesen Gründen ist es nicht möglich, Bereiche solcher bedeutender Zuflüsse mit den untersuchten Referenzstellen zu vergleichen. Die Angaben können allenfalls als „nicht gesichert“ erfolgen.

Eine weitere Besonderheit zeigt sich im Aiterbacher Winkel (Abschnitte 106 bis 124). Diese Bucht ist allein durch den knapp 200 m breiten Rinngang mit dem restlichen See verbunden. Der Bereich wird im Gegensatz zu den südlich von ihm gelegenen Uferabschnitten wenig genutzt. Dennoch zeigen die Makrophyten einen überwiegend „mäßigen“ bis „unbefriedigenden“ Zustand an. Während der Kartierung wurde zudem ein starker Grünalgenbewuchs auf den Pflanzen festgestellt, der auf erhöhte Trophie in diesem Bereich hinweisen könnte (MELZER et al. 2000). Bereits bei der vorausgegangenen Kartierung im Jahr 1985 wiesen MELZER et al. (1986) auf die hohe Belastung der Bucht hin und betonten die Sonderstellung dieses Bereichs. Im Gegensatz zu den benachbarten Buchten ist der Aiterbacher Winkel mit nur sieben Meter Tiefe sehr flach. Aufgrund der Tiefe und seiner günstigen Windexposition stellt sich im Sommer keine stabile Schichtung ein. In der Bucht wirken deshalb die unter 5.1.2 beschriebenen Mechanismen, die für polymiktische Flachseen charakteristisch sind. Eine natürlicherweise erhöhte Trophie der Bucht ist also nicht auszuschließen. Im Bewertungssystem könnte dieser Unterschied durch die Auftrennung der Süddeutschen Gewässer in zwei Typen berücksichtigt werden. Der Typ AK könnte analog zu den Seen des Tieflandes in polymiktische und stabil geschichtete Wasserkörper unterteilt werden. Wie unter 5.1.4 erwähnt, wäre ein Typ ungeschichteter Wasserkörper in Süddeutschland jedoch wesentlich seltener anzutreffen als im Tiefland. Da die Berücksichtigung dieses Typs aber die Genauigkeit des Bewertungsverfahrens verbessern könnte, sollte diese Erweiterung der Typologie in Erwägung gezogen werden, und das Bewertungssystem durch Untersuchung weiterer Stellen um den Typ „polymiktische Wasserkörper der Alpen und Voralpen“ gegebenenfalls ergänzt werden.

Um eine Gesamtbewertung des Sees vornehmen zu können, sollten im Idealfall alle Abschnitte nach ihrer Länge gewichtet berücksichtigt werden, die eine gesicherte Bewertung zulassen. Kleinräumige Belastungsunterschiede lassen sich nur durch flächendeckende Litoralkartierungen der Makrophytenvegetation vollständig erfassen (KÖHLER 1975, MELZER et al. 1986, KÖHLER & RAHMAN 1988). Punktuelle Nährstoffquellen können wie bei Anwendung des Makrophytenindex (MELZER 1988) lokalisiert werden. Somit wird das Aussprechen gezielter Handlungsempfehlungen ermöglicht. Durch flächendeckende

Untersuchungen wird zudem sichergestellt, dass die verschieden stark degradierten Bereiche im richtigen Verhältnis aufgenommen werden.

Grundsätzlich ist die Gesamtbewertung von Seen auch anhand einer Auswahl repräsentativer Stichproben möglich. Diese Vorgehensweise ist zwar einfacher und kostengünstiger durchzuführen, die Auswahl muss jedoch mit größter Sorgfalt vorgenommen werden. Eine zu geringe Anzahl oder die Verwendung nicht repräsentativer Stellen kann ein völlig falsches Bild des Gewässers vermitteln. Am Beispiel des Chiemsees bedeutet dies, dass der Gesamtsee je nach Wahl der Stichproben einen „guten“, „mäßigen“ oder „unbefriedigenden“ Zustand aufweisen würde. Aufgrund der bisher gesammelten Erfahrungen wird deshalb empfohlen, bei der Auswahl der Gewässerstellen darauf zu achten, alle wesentlichen, für den See charakteristischen Stellen zu erfassen, also möglichst viele verschiedene Makrophytenhabitats durch die Untersuchung von Stellen verschiedener Morphologie, Exposition, Substratart, Uferbeschaffenheit, Umlandnutzung, etc. zu berücksichtigen. Das Verhältnis der unterschiedlichen Standorte zueinander sollte dabei grob berücksichtigt werden. Sind z.B. 30 % der Uferlinie flach mit feinem Sediment und 70 % steil mit grobem Substrat, so sollte das Verhältnis unter den untersuchten Stellen ebenfalls etwa 1:2 betragen. Die zu untersuchende Mindestanzahl an Stellen ist also abhängig von der Vielseitigkeit der verschiedenen Einflüsse, denen das Gewässer ausgesetzt ist und lässt sich nicht pauschal von der Länge der Uferlinie ableiten.

Letztlich kann aus den Anteilen der ökologischen Zustandsklassen entsprechender Handlungsbedarf abgeleitet werden. Die Gesamtbewertung kann allerdings selbst bei flächendeckender Kartierung nicht analog zum „mittleren Makrophytenindex“ (MELZER & SCHNEIDER 2001) durch Berechnung des nach Abschnittslängen gewichteten mittleren RI-Werts erfolgen. Die Zustandsklasse hängt neben dem Referenzindex von dem prozentualen Anteil der Störzeiger ab - in Norddeutschland auch vom Anteil ausgewählter Taxa aus Gruppe B. Für die Gesamtbewertung eines Sees sollten stattdessen die Anteile der Zustandsklassen am Gesamtufer betrachtet werden.

5.2.5.4 Anwendung auf ausgewählte Testdatensätze

Um das erstellte Bewertungsverfahren einer kritischen Prüfung zu unterziehen, wurden exemplarisch Daten von Komplettkartierungen verschieden stark degradierter Seen eines Typs betrachtet. Als autotrophe Organismen eignen sich Makrophyten in besonderer Weise als Trophieindikatoren. Im Gegensatz zu den bestehenden Bewertungsverfahren (MELZER 1988, HOESCH & BUHLE 1996, SCHNEIDER 2000) beruht das vorgestellte Verfahren jedoch nicht auf der Auswahl spezieller Trophie-Indikatorarten, sondern auf dem Vergleich mit chemisch und strukturell unbeeinflussten Referenzstellen. Aus diesem Grund sollen an den nachfolgenden Beispielen neben der Trophie auch andere Degradationsformen wie Trittbelastung und Veränderungen des Wasserhaushalts diskutiert werden. Soweit nicht

anders angegeben, beziehen sich alle Angaben zu Gewässerzustand und Hydrochemie auf das jeweilige Untersuchungsjahr.

Alle aufgeführten Kartierungen wurden von Tauchern nach der von MELZER & SCHNEIDER (2001) beschriebenen Methode durchgeführt. Bevorzugt wurden Kartierungsdaten, die nicht bei Erstellung des Bewertungssystems berücksichtigt wurden. In zwei Fällen (Walchensee und Großer Alpsee) musste auf Seen zurückgegriffen werden, von denen bereits wenige Stellen verwendet worden waren. In Anbetracht der Größe der Seen erschien diese Auswahl jedoch vertretbar, da der Großteil der Abschnitte nicht in die Erstellung des Bewertungssystems einging.

Abbildung 5.16 gibt einen Überblick über verschieden stark belastete Seen des Typ AK(s). Die Diagramme zeigen den prozentualen Anteil der Zustandsklassen entlang der Uferlinie der Seen. Die Abschnitte wurden entsprechend ihrer Länge gewichtet. Abschnitte, die die geforderte Mindestquantität nicht erreichen (Kapitel 5.2.4) oder im direkten Einflussbereich großer Zuflüsse liegen, sind als „ungesichert“ gekennzeichnet.

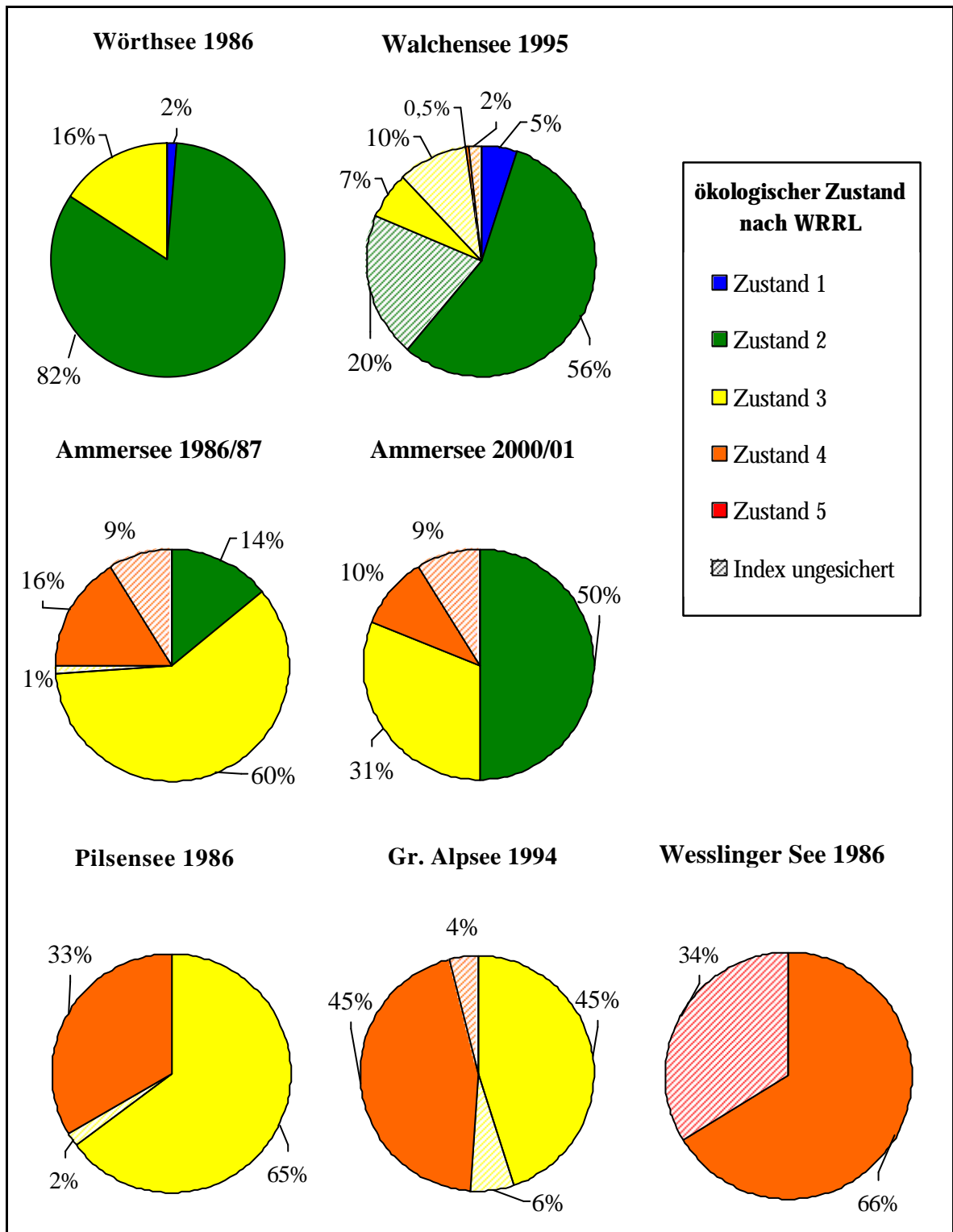


Abbildung 5.16: Unterschiedlich stark belastete Seen vom Typ AK(s)

Beispiel Wörthsee (1986)

Der durch Jungmoränenablagerung entstandene Wörthsee liegt im nördlichen Voralpenland. Die relativ lange Wassererneuerungszeit des Sees von 7,5 Jahren wird in Bayern allein vom Starnberger See übertroffen (SCHAUMBURG 1996).

Durch die räumliche Nähe zur Stadt München unterliegt der See einer Vielzahl von anthropogenen Einflüssen. Nur noch wenige Uferbereiche im Norden und Nordwesten, die an ein gering erschlossenes Niedermoorgebiet angrenzen, sind in naturnahem Zustand erhalten. Der weitaus größere Teil der Uferlinie weist eine lückenlose kleinräumige Parzellierung und Bebauung mit privat genutzten Wohnhäusern auf. Nach MELZER et al. (1988) ist ein Zusammenhang zwischen der intensiven Freizeitnutzung des Sees und dem drastischen Rückgang der Röhrichtbestände anzunehmen.

Seit 1977 werden die Abwässer der angrenzenden Gemeinden gesammelt und über den Ammerseeringkanal entsorgt (SCHAUMBURG 1996). Durch diese Maßnahme erreichte der zuvor eutrophe See 1987 die Grenze zur Oligotrophie (BLFU 1987). Zum Zeitpunkt der Makrophytenkartierung (MELZER et al. 1988) befand sich der Wörthsee also inmitten des Prozesses der Reoligotrophierung. Die Vegetationsverhältnisse der submersen Flora spiegeln diese erfreuliche Tendenz wider. An den meisten Abschnitten dominierten empfindliche Armleuchteralgenbestände, die stellenweise in Tiefen von über 10 m vordrangen. Die Anwendung des erstellten Bewertungsverfahrens auf Daten, die durch die Tauchkartierung gewonnen wurden, zeigt einen überwiegend „guten“ Zustand an. An vier Abschnitten (entspricht 16% des Ufers) zeigte die submerse Vegetation einen „mäßigen“ ökologischen Zustand an. Ein Abschnitt ist hingegen als „sehr gut“ einzustufen. Dieses Bild deckt sich mit den damals gemessenen Nährstoffverhältnissen des Sees, der als meso- bis oligotroph bewertet wurde. Der Zustand des Wörthsees zu dieser Zeit wird also zu Recht als größtenteils „gut“ beurteilt.

Die im Rahmen dieser Studie durchgeführte Neukartierung lässt sogar auf eine weitere Verbesserung der submersen Pflanzenbestände innerhalb der vergangenen 14 Jahre schließen. Von den drei untersuchten Probestellen, die in 1986 mit „gut“ beurteilten Bereichen lagen, wiesen zwei einen „sehr guten“ Zustand auf.

Auch wenn der Wörthsee als positives Beispiel erfolgreicher Seensanierung gelten kann, sollte nicht übersehen werden, dass die intensive Freizeitnutzung sichtliche Spuren hinterlassen hat, die sich insbesondere im Röhrichtbestand zeigen. Aus Sicht des Naturschutzes ist es deshalb zu bedauern, dass diese Schäden im Flachwasserbereich mit der vorliegenden Bewertungsmethodik nicht quantifizierbar sind.

Beispiel Walchensee (1995)

Das Umland des von bewaldeten Bergen umrahmten Walchensees bietet nur auf den begrenzten Flächen im Bereich der Zuläufe ausreichend Platz für Ansiedlungen, wie beispielsweise den Ort Walchensee im Mündungsbereich des Deiningbachs und des Silbertsgrabens. Aufgrund der Steilheit des Ufers sind einige Bereiche des Walchensees dem Untertyp AKs zuzuordnen. Drei der 79 Kartierungsabschnitte des Sees wurden bereits zur Erstellung des Bewertungssystems verwendet.

Trotz der schlechten Zugänglichkeit des Sees hat sich eine ausgeprägte Freizeitnutzung vor allem durch Windsurfer entwickelt. Der Walchensee wird außerdem fischereilich genutzt (SCHAUMBURG 1996). Die Höhendifferenz zwischen Walchensee und dem 200 m tiefer gelegenen Kochensee dient seit 1924 der Energiegewinnung. Das Anlegen der Isarableitung in den See zu dieser Zeit sowie das der Rißbachüberleitung 1950 führte zur Erweiterung des Einzugsgebiets auf 783 km², also auf mehr als das zehnfache der ursprünglichen Größe. Durch die resultierende Verkürzung der Wassererneuerungszeit auf 20 Monate sowie durch die aufgrund des Kraftwerksbetriebs auftretenden jährlichen Wasserspiegelschwankungen wurden die hydrologischen Eigenschaften des Sees grundlegend verändert (SCHAUMBURG 1996). Vor diesem Hintergrund ist zu überdenken, ob es sich beim Walchensee um ein „erheblich verändertes“ Gewässer handelt. Gemäß Artikel 2/9 der WRRL (EG 2000) gilt als „erheblich veränderter Wasserkörper“ „ein Oberflächenwasserkörper, der durch physikalische Veränderungen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert wurde, entsprechend der Ausweisung durch den Mitgliedstaat gemäß Anhang II“. Falls diese Ausweisung erfolgen sollte, hätte sich die Bewertung nicht am natürlichen Zustand, sondern am „ökologischen Potential“ zu orientieren. Dies ist der Zustand, der nach Durchführung aller Sanierungsmaßnahmen zu der bestmöglichen Gewässerbeschaffenheit führt. Somit richtet sich der Referenzzustand erheblich veränderter Gewässer nicht am Natürlichkeitsgrad, sondern am Sanierungspotential aus. Für diese Gewässer werden die gleichen physikalischen und chemischen Qualitätsstandards wie für natürliche Gewässer gefordert (Anhang V, EG 2000). Unterschiede bestehen aber hinsichtlich der biologischen Merkmale. Diese müssen nur „soweit wie möglich“ dem Referenzzustand entsprechen.

Es gibt keinen Anlass anzunehmen, dass der Walchensee die physikalisch-chemischen Bedingungen nicht erfüllen sollte. Zur Stabilisierung der Wasserqualität leistet die 1984 mit einer Phosphorfällung ausgestattete Kläranlage Mittenwald einen wesentlichen Beitrag. Der See weist seit Mitte der 1990er Jahre wieder oligotrophe Verhältnisse auf (SCHAUMBURG 1996). Der von den Makrophyten angezeigte ökologische Zustand auf Basis der 1995 durchgeführten Tauchkartierung (HARLACHER 1996) erfüllt selbst die strengen Kriterien der natürlichen Gewässer. Der größte Teil des Ufers weist einen „guten“ Zustand auf, fünf Prozent der Uferlinie entsprechen den Referenzbedingungen. Auffällig ist jedoch der große Anteil ungesicherter Abschnitte von 32 %. Eine Ursache hierfür ist mit Sicherheit in der teilweise steilen Ufermorphologie des Sees zu sehen, die wenig besiedelbare Fläche für die makrophytische Flora bietet. Hinzu kommt, dass sich die Hauptvegetation wegen der

starken Wasserspiegelschwankungen durch den Kraftwerksbetrieb auf den Bereich zwischen 5 m und 15 m erstreckt. Die ersten beiden Tiefenstufen werden nur von Arten besiedelt, die regelmäßiges Trockenfallen vertragen können. Der durch die Makrophyten angezeigte „gute“ Zustand ist also im Wesentlichen auf die außergewöhnlich guten Lichtverhältnisse und die daraus resultierende tiefe Vegetationsgrenze zurückzuführen. Es ist daher essentiell, die günstigen Bedingungen für Makrophyten in diesen Tiefen zu erhalten, um die überwiegend „gute“ Qualität des Walchensees zu bewahren. Außerdem ist zu beachten, dass wegen der großen Zahl ungesicherter Abschnitte für die ökologische Gesamtbewertung des Walchensees nach WRRL der Aussage anderer Organismengruppen wie Phytobenthos, Phytoplankton oder Fischen besondere Bedeutung zukommt.

Beispiel Ammersee (1986/87 und 2000/01)

Als Zungenbeckensee des Isar-Loisach-Gletschers entstanden, liegt der Ammersee im nördlichen Alpenvorland. Der drittgrößte See Bayerns gilt mit einer Erneuerungszeit von nur 2,7 Jahren als gut durchflossen (SCHAUMBURG 1996).

Während große Teile des Seeufers von naturnahen Röhrichtgürteln umgeben sind, zeigt das Ufer im Bereich der Seeufergemeinden starke Beeinträchtigungen. Zu der allgemeinen Freizeitnutzung kommen die staatliche Schifffahrt, starker Sportbootsverkehr sowie intensive fischereiliche Nutzung des Sees (SCHAUMBURG 1996). In den sechziger Jahren des letzten Jahrhunderts unterlag der Ammersee starken Eutrophierungseinflüssen. Der Bau der Ringkanalisation und die Inbetriebnahme des Klärwerks im Jahr 1971 (LENHART 1987) zeigten zu Anfang nur geringe Wirkung, da der Hauptzufluss, die Ammer, bis in die achtziger Jahre des letzten Jahrhunderts sehr hohe Phosphorfrachten in den See einbrachte (STEINBERG 1978, LENHART 1987). Erst die Ausstattung der Kläranlagen im Ammer-Einzugsgebiet mit Phosphor-Eliminierungsanlagen, die 1984 ihren Betrieb aufnahmen, setzte den Reoligotrophierungsprozess des Sees in Gang.

Die Untersuchungen der Makrophytenvegetation fanden 1986/87 (MELZER et al. 1988) und 2000/01 (unveröffentlichte Daten des BLfW) mit der Methode der Tauchkartierung statt. Bei Ermittlung des ökologischen Zustands wurden die Bereiche der Flussmündungen von Ammer (Abschnitt 61 bis 69) und Rott (84 bis 86) als „ungesichert“ berücksichtigt. Die seit Mitte der 1980er Jahre stark rückläufigen Nährstoffkonzentrationen (SCHAUMBURG 1996) zeigen sich deutlich in der Ausprägung der submersen Vegetation. 1986/87 war der größte Teil des Ufers als „mäßig“ oder schlechter zu bewerten und war damit eindeutig sanierungsbedürftig. Aus der aktuellen Untersuchung hingegen ergibt sich für die Hälfte des Sees ein „guter“ Zustand. Betrachtet man nur Abschnitte, die einen gesicherten Indexwert liefern, so liegt der Anteil der „guten“ Abschnitte bei 55 %. Nur noch 10 % des Ufers sind als „unbefriedigend“ einzustufen. Insgesamt zeigen die Makrophyten inzwischen also einen „guten“ bis „mäßigen“ Zustand an. Diese enormen Unterschiede zwischen den beiden Aufnahmen lassen sich allerdings nicht allein durch die Verbesserung der Wasserqualität

erklären. Schon zur Zeit der ersten Makrophytenuntersuchung wies das Freiwasser mesotrophe Verhältnisse auf (LENHART 1987), was nicht zuletzt der geringen Aufenthaltszeit zu verdanken sein dürfte. Hier ist zu beachten, dass Makrophyten als Langzeitindikatoren nicht unmittelbar auf verminderte Nährstoffgehalte des Wassers ansprechen, sondern durch die Eigenschaft, Nährstoffe auch aus dem Sediment aufzunehmen, von den dort festgelegten Nährstoffen beeinflusst werden (MELZER et al. 1988). So zeigen auch die neueren Kartierungsergebnisse noch ein deutliches Nord-Südgefälle des Zustands an. Dies lässt vermuten, dass durch die ehemals hohen Nährstofffrachten der im Süden einströmenden Ammer (LENHART 1987) das Sediment im südlichen Bereich des Sees noch immer erhöhte Nährstoffkonzentrationen aufweist, obwohl die Ammer selbst inzwischen als mesotroph bewertet wird (BLfW 2002). Inwieweit diese Hypothese zutrifft, könnten Untersuchungen des Sediments in diesem Bereich zeigen.

Beispiel Pilsensee (1986)

Der Pilsensee liegt nordöstlich des Ammersees und südlich des Wörthsees, eingebettet in eine parkähnliche Kulturlandschaft aus überwiegend Laubmischwäldern. Die mittlere Austauschzeit des Sees beträgt ca. ein Jahr (SCHAUMBURG 1996).

Auch der Pilsensee ist aufgrund seiner Lage im Nahverkehrsbereich der Stadt München starkem Nutzungsdruck ausgesetzt. Um die Verunreinigung des Sees mit Abwässern zu unterbinden, wurde der See im Jahr 1978 mit einem Ringkanal versehen, der mit dem Ammerseeringkanal verbunden ist. Nach Durchführung dieser Maßnahmen entwickelte sich der Pilsensee von einem polytrophen (MICHLER 1978, zit. in MELZER et al. 1988) zu einem eutrophen Gewässer, was die Kartierung durch MELZER et al. (1988) belegte. Die Vegetation des Sees zeigte einen schlechteren Zustand an, als für den Ammersee zu dieser Zeit ermittelt wurde. Rund zwei Drittel der Litoralfläche wiesen einen „mäßigen“, ein Drittel einen „unbefriedigenden“ Zustand auf. Kein einziger Bereich konnte als „gut“ bewertet werden. Der Aubach als Hauptzufluss des Sees, der das gesamte anschließende Tal entwässert, sowie der Höllgraben, in den Wasser aus Fischzuchtanlagen geleitet wird, kamen nach MELZER et al. (1988) als wichtigste Eutrophierungsverursacher in Frage. Im Bereich der Mündungen waren die größten Anteile eutropher Makrophytenarten zu verzeichnen. Auch Rücklösungsvorgänge aus einer mächtigen, den Seegrund bedeckenden, nährstoffreichen Schlammschicht wirkten sich nachteilig auf eine Reoligotrophierung des Sees aus.

Neben dem erhöhten Nährstoffgehalt war die Vegetation des Pilsensees auch starken mechanischen Belastungen ausgesetzt. Das hohe Aufkommen an Erholungssuchenden wird unter anderem durch den vorhandenen Campingplatz mit über tausend Stellplätzen dokumentiert. Es ist anzunehmen, dass die Belastungen aus Boots- und Badebetrieb nicht nur Schäden am Röhricht (MELZER et al. 1988), sondern auch an der submersen Flach-

wasservegetation verursachten. Die Einschätzung des ökologischen Zustands des Pilsensees als „mäßig“ bis „unbefriedigend“ erscheint somit gerechtfertigt.

Beispiel Großer Alpsee (bei Immenstadt, 1994)

Der Große Alpsee liegt nahe der Stadt Immenstadt im Allgäu. Die theoretische Erneuerungszeit des Zungenbeckensees beträgt knapp sechs Monate (SCHAUMBURG 1996).

Ein Eisenbahndamm im Norden und eine Bundesstraße im Süden engen das Seeufer an vielen Stellen stark ein. Große Teile des Umlandes sind landwirtschaftlich genutzt (überwiegend Almweide- bzw. Milchwirtschaft). Der Hauptzufluss des Alpsees, die Konstanzer Ach, entwässert mit 35,35 km² den größten Teil des Einzugsgebietes. Die Abwasserklärung im Einzugsgebiet war zur Zeit der Makrophytenkartierung erst teilweise verwirklicht. Viele der größeren Orte waren noch nicht an Kläranlagen angeschlossen. Dementsprechend wies der See zu dieser Zeit eutrophe Verhältnisse auf (SCHAUMBURG 1996). Betrachtet man die aus der Makrophytenkartierung (MELZER & BURGER 1995) ermittelten Zustandsklassen, so halten sich „mäßige“ und „unbefriedigende“ Abschnitte die Waage. Ob sich die Gewässersituation seither durch die von SCHAUMBURG (1996) angekündigten Verbesserung der Abwasserbeseitigung verbessert hat, könnte eine Wiederholungskartierung aufzeigen.

Beispiel Wesslinger See (1986)

Östlich des Wörthsees liegt der als Toteisloch entstandene Wesslinger See. Mit ca. 0,17 km² Oberfläche ist er kleiner als die meisten der im Rahmen des Projektes bearbeiteten Seen. Da er sich jedoch mühelos in die erarbeitete Typologie einordnen lässt, kann er als Beispiel eines stark anthropogen veränderten Sees mit erkennbaren Verödungstendenzen herangezogen werden.

Um den Wesslinger See für Erholungssuchende attraktiver zu gestalten, wurde das Gewässerumland stark verändert. Große Teile des Gewässerrandes fielen der Anlage eines Fußweges und teilweise bis ans Ufer hin abgemähten Wiesen zum Opfer. Der starke Besucherandrang blieb nicht ohne Folgen für das Gewässer. Unter Wasser, insbesondere entlang des Nord- und Nordwestufers, war die Uferbank mit Müll übersät (MELZER et al. 1988). Auch der Chemismus des Sees wurde stark anthropogen beeinträchtigt. Wie die Untersuchung eines Sedimentkerns aus dem Profundal (STEINBERG & SUTTER 1982) ergab, wiesen sowohl organischer Phosphor als auch Zink, Kupfer und Cadmium seit Anfang der 1950er Jahre eine sprunghafte Zunahme ihrer Konzentration im Sediment auf. 1970 wurden mit dem Bau einer Ringkanalisation erste Maßnahmen ergriffen, der massiven Eutrophierung des Sees entgegenzuwirken. Elf Jahre später folgte die Installation eines Tiefenwasserbelüftungsgerätes sowie die Einbringung eines chemischen Phosphat-Fällungsmittels (STEINBERG et al. 1982).

Der massive anthropogene Einfluss, der sich vor allem in der Eutrophierung des Gewässers äußerte, hatte auch Auswirkungen auf die Makrophytenflora. Die submerse Vegetation der acht Abschnitte, in die MELZER und seine Mitarbeiter 1988 den See unterteilt hatten, bestand aus lediglich drei Arten: *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton crispus* und *Potamogeton pectinatus*. Diese Taxa gehören ausnahmslos der Gruppe der Störzeiger (C) an. In vielen Bereichen wurde zudem geringer submerser Bewuchs festgestellt. Drei Abschnitte im Südosten des Sees zeigten Gesamtquantitäten der submersen Makrophyten von unter 35 und lassen somit keine gesicherte Zustandsbewertung zu. Ungünstig auf den Bewuchs wirkt sich in diesem Bereich sicher die mächtige Auflage von Buchenlaub sowie der teilweise kiesige Untergrund aus. Da sich diese natürlichen Ursachen allerdings auf den Flachwasserbereich erstrecken, muss die sehr schlechte Wassertransparenz infolge übermäßiger Planktonproduktion ein wichtiger Grund für den spärlichen submersen Bewuchs sein. Während der Kartierungsarbeiten (Juni 1986) wies der See Sichtweiten von teilweise weniger als 0,5 m auf. „Die Vegetationsgrenze schwankt[e] im Allgemeinen zwischen 2 und 3 m, wobei sich teilweise schon unterhalb 1,5 m Verödungstendenzen zeigt[t]en“ (MELZER et al. 1988). In Anbetracht dieser massiven anthropogen bedingten Belastungen, denen der Wesslinger See ausgesetzt war, muss der Zustand als „unbefriedigend“ bis „schlecht“ beurteilt werden.

5.2.5.5 Vergleich mit dem Makrophytenindex (MI)

Für Seen des Typs AK(s) bietet sich ein Vergleich des erstellten Bewertungsverfahrens mit dem ebenfalls auf karbonatische Alpen- und Voralpenseen anwendbaren MI (MELZER 1988) an. Für diese Gegenüberstellung wurden Daten zu 1224 Stellen aus 34 bayerischen Seen mit gesicherten Indexwerten verwendet. Die Untersuchungsergebnisse früherer Auftragskartierungen lagen größtenteils an der Limnologischen Station der TU München vor. Die Daten zu fünf der Seen wurden vom BLfW zur Verfügung gestellt. Abbildung 5.17 zeigt den Zusammenhang zwischen den ermittelten Werten des MI und des RI.

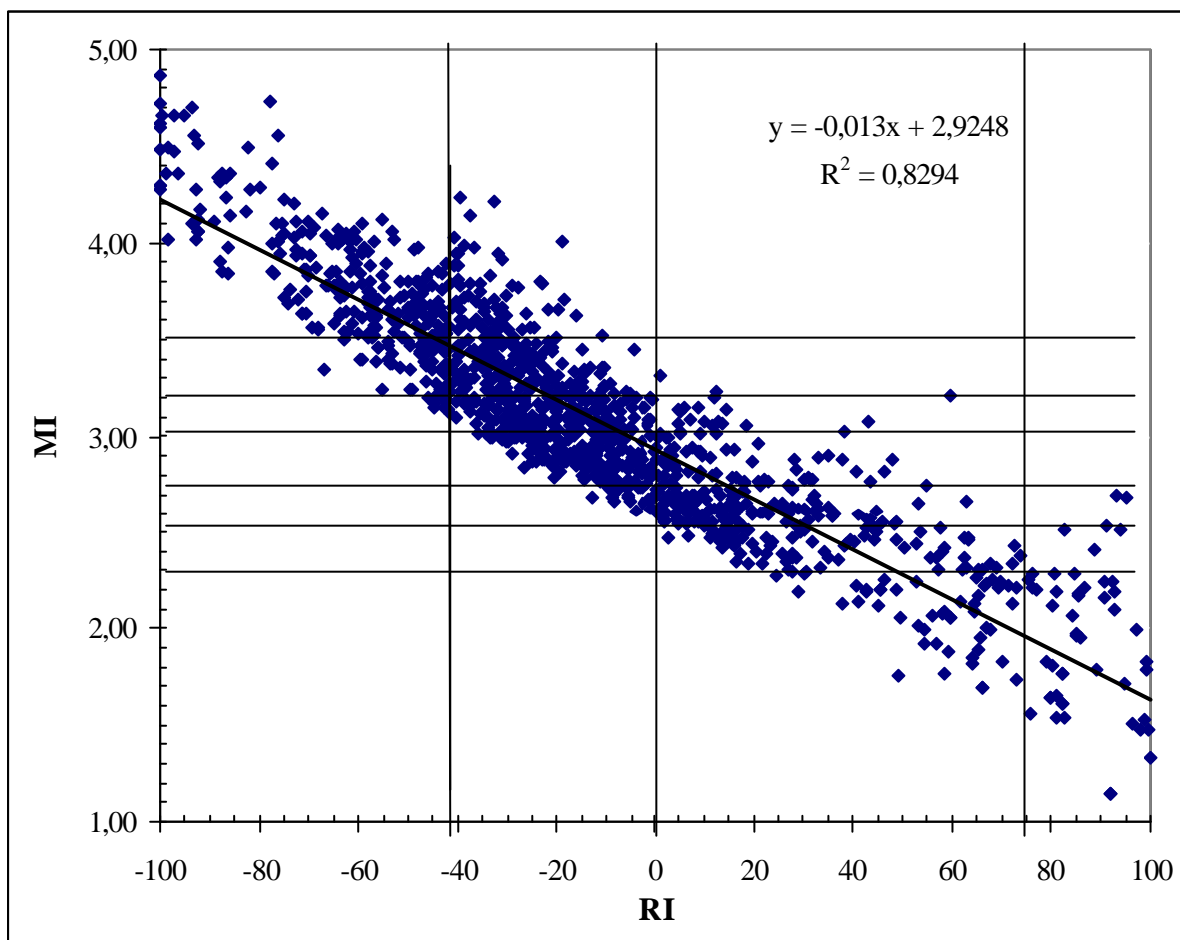


Abbildung 5.17: Vergleich von RI und MI für Stellen des Typs AK(s)

Diese sehr gute Übereinstimmung von MI und RI, besonders für die mittleren Belastungsbereiche, darf jedoch nicht darüber hinweg täuschen, dass die beiden Bewertungssysteme auf unterschiedliche Zielsetzungen ausgerichtet sind. Ziel des MI ist es, die Nährstoffbelastung eines Sees darzustellen. Das in dieser Arbeit erstellte Verfahren hingegen muss den See nach WRRL leitbildbezogen bewerten. Durch den Abgleich mit den an Referenzstellen des Typs vorkommenden Taxa geht das Verfahren über die bloße Trophiebewertung hinaus. Während der MI mit dem Gesamtphosphor des Sees zur Zeit

der Vollzirkulation korreliert (MELZER 1988), wurde für den RI keine Eichung an wasserchemischen Größen durchgeführt. Somit kann ein direkter Abgleich der beiden Systeme über den P-Gehalt nicht erfolgen. Für das erstellte Verfahren ist zwar durch die Verwendung autotropher Indikatororganismen naturgemäß ein enger Bezug zur Trophie zu erwarten, es kann aber nicht davon ausgegangen werden, dass dies die einzige Einflussgröße ist. Die hohe Übereinstimmung der beiden Indexsysteme zeigt jedoch, dass für den Typ AK(s) die Eutrophierung den wichtigsten Degradationsfaktor darstellt.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des vom BLfW koordinierten Forschungsvorhabens „Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos (PHYLIB)“. Ziel dieser Arbeit war es, im Teilbereich „Makrophyten in Seen“ ein deutschlandweit anwendbares Bewertungsverfahren für Gewässerstellen anhand der vorkommenden Makrophyten zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zu entwickeln.

Das Bewertungsverfahren basiert auf den Ergebnissen umfangreicher Kartierungsarbeiten im gesamten Bundesgebiet. Die meisten der 71 untersuchten Seen weisen eine Oberfläche von mehr als 0,5 km² auf. Zusätzlich wurden bereits vorhandene Kartierungsdaten zu 24 weiteren Seen in die Auswertungen miteinbezogen. Die Daten wurden mit Hilfe einer ACCESS-Datenbank aufbereitet. Im Zuge der Auswertungen wurden Korrespondenzanalysen, Kanonische Korrespondenzanalysen sowie Korrelationen und Regressionen berechnet.

Den ersten Teil des erstellten Bewertungssystems bildet eine biozönotische Seentypologie. Hierfür wurden anthropogen möglichst unbelastete Gewässerstellen zu natürlichen Seentypen zusammengefasst. Entscheidend für die Typisierung war in erster Linie die Makrophytenvegetation der untersuchten Stellen. Die Typen lassen sich jedoch anhand weitgehend degradationsunabhängiger, abiotischer Faktoren von einander abgrenzen. Somit ist sichergestellt, dass auch belastete Stellen eindeutig in die Typen eingeordnet werden können. Deutschlandweit konnten vier Typen unterschieden werden:

- MTS:** Stellen **s**ilikatisch geprägter Seen der **M**ittelgebirge und des **T**ieflandes
- AK(s):** Stellen **k**arbonatischer Seen der **A**lpen und des Alpenvorlandes (AK)
incl. Untertyp extrem **s**teile Stellen der **k**arbonatischen **A**lpenseen (AKs)
- TKg:** Stellen stabil **g**eschichteter **k**arbonatischer Wasserkörper des **T**ieflandes
- TKp:** Stellen **p**olymiktischer **k**arbonatischer Wasserkörper des **T**ieflandes

Für jeden der beschriebenen Typen wurde anschließend ein leitbildbezogenes Indikationssystem erarbeitet, das die Abweichung der Makrophytenvegetation, in Artenzusammensetzung und Abundanz, von der Vegetation der Referenzstellen beurteilt. Wegen der großen natürlichen Variabilität der helophytischen Vegetation wurden nur submerse Wasserpflanzen zur Bewertung der ökologischen Qualität herangezogen. Auf der Grundlage einer Vegetationstabelle wurden für jeden Typ drei Artengruppen erarbeitet. Berücksichtigt wurden sowohl der Verbreitungsschwerpunkt als auch die Indikationsschärfe der Arten.

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 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 Bewertung der Stellen erfolgt über die Berechnung des Referenzindex. Dazu werden die ordinal skalierten Pflanzenmengen (P) in metrische Quantitätswerte (Q) umgerechnet ($Q = P^3$), und für die Arten an einer Stelle über alle untersuchten Tiefenstufen aufsummiert. Der Referenzindex berechnet sich nach folgender Formel:

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

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

Dieser Index vergleicht Artenzusammensetzung und Abundanzen an einer Stelle mit dem Arteninventar der Referenzstellen. Er eignet sich damit zur Quantifizierung der Degradation als Abweichung vom Referenzzustand, wie von der WRRL gefordert. Die errechneten Indexwerte decken die Spanne von 100 bis -100 ab. Die Zuordnung der Indexwerte zu den fünf ökologischen Zustandsklassen orientiert sich an der natürlichen Varianz an den Referenzstellen des jeweiligen Typs. Zusätzliche Kriterien wie der Anteil spezifischer Störzeiger runden die Bewertung ab.

Das Bewertungssystem beruht somit 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 WRRL.

Abschließend konnte anhand ausgewählter Testdatensätze gezeigt werden, dass das erstellte Bewertungsverfahren die Belastungssituation von Seen genau widerspiegelt. Für süddeutsche Seen zeigte sich auch eine sehr gute Übereinstimmung zwischen dem Referenzindex und dem von MELZER (1988) entwickelten Makrophytenindex.

7 SUMMARY

The European Water Framework Directive (WFD) requires ecological monitoring and classification systems for all surface water and groundwater bodies. These systems have to consider a range of biological quality elements, supported by measurements of physico-chemistry and hydrology. Aquatic macrophytes are one of the biological quality elements relevant for the assessment of lakes. Although aquatic plants are already an important tool for indicating the trophic status of lakes, adequate indicating systems fulfilling the demands of the WFD are still missing. This thesis introduces the development of a macrophyte based assessment system that can be applied to lakes throughout Germany.

The evolved system is underpinned by extensive field surveys throughout Germany, supplemented by available data of previous studies. Considered are especially lakes with an area of at least 0,5 km².

With the application of Correspondence Analyses to the data of undisturbed reference sites, natural types of lake sites can be found. These types represent different plant habitats and therefore show characteristic macrophyte communities. To make it possible to assign disturbed sites as well, the types are defined by characteristics that are unaffected by human impact. Four types are distinguished by ecoregion, Ca²⁺ content, mixis and morphology:

- MTS:** sites within softwater lakes of mountainous areas or Northern Germany
- AK(s):** sites within carbon rich lakes situated in the (foothills of the) Alps including the subtype of extremely steep sites in Alpine lakes
- TKg:** sites within stratified water bodies of Northern Germany
- TKp:** sites within polymictic water bodies of Northern Germany

For each type an own assessment system is described. Due to the high degree of natural variability among the emerged vegetation, only submerged macrophytes (hydrophytes) are used to indicate the ecological quality of lake sites. Using vegetation tables for each type, specific groups of species with ecologically similar qualities can be identified:

Species group A contains taxa, dominating under reference conditions. Those taxa can be named type specific. Species showing high abundance on polluted sites are excluded.

Species group B includes species with wide ecological amplitude as well as taxa indicating moderate loads. According to the extent of degradation, these taxa grow together with species of group A or C in varying proportions.

Species group of C are dominant at highly disturbed sites. These taxa are rarely found under reference conditions.

The assessment of lake sites results from the calculation of the so called reference index. Therefore the macrophyte abundances (P) are transformed into metrically scaled values (“quantities” = Q) using the function $Q=P^3$: The species occurring on each site are added up over all surveyed degrees of depth.

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

- RI = Reference index
 Q_{Ai} = Quantity of the i-th taxon of species group A
 Q_{Ci} = Quantity of the i-th taxon of species group C
 Q_{gi} = Quantity of the i-th taxon of all groups
 n_A = Total number of taxa of species group A
 n_C = Total number of taxa of species group C
 n_g = Total number of taxa

The resulting index value quantifies the deviation of the vegetation from those at reference conditions. In addition to the index, the share of specific indicators has to be considered to classify the site to one of five ecological quality classes (high, good, moderate, poor, bad) mentioned in the WFD.

Finally, several examples for the application of the developed system are given and correlations between the reference index and the “Makrophytenindex” (MELZER 1988) are examined. With the example of Lake Chiemsee the possibilities for the assessment of an entire lake are discussed. The application on several Bavarian lakes proves the suitability of the assessment system for indicating ecological quality of lakes. Therefore it is an appropriate tool for the bioassessment of lakes according to the WFD.

8 AUSBLICK

Das im Rahmen der vorliegenden Arbeit erarbeitete Bewertungsverfahren für Seen basiert auf der Untersuchung einer großen, aber dennoch begrenzten Anzahl von Gewässerstellen. Letztlich muss die Anwendung des Verfahrens auf eine große Vielfalt und Vielzahl von Probestellen zeigen, ob und in welcher Form Modifikationen nötig sind. Denkbar wäre beispielsweise eine Erweiterung des Bewertungssystems durch die Aufteilung der Alpen- und Voralpenseen nach ihrem Schichtungsverhalten.

Nach Abschluss des PHYLIB-Teilprojektes „Makrophyten in Seen“ und der Fertigstellung der übrigen Teilprojekte wird in der Folge ein Bewertungssystem für Seen und Fließgewässer mit Makrophyten und Phytobenthos erstellt werden, das die einzelnen Bewertungssysteme miteinander verbindet. Dieses wird am BLfW erarbeitet werden.

Die Beantwortung der Frage nach einer Gesamtbewertung von Seen bleibt auch im Gesamtprojekt offen. Das Bewertungssystem kann also nur zur Beurteilung von Probestellen, nicht jedoch zur Bewertung ganzer Seen herangezogen werden. In der vorliegenden Arbeit konnten nur Hinweise auf eine mögliche Vorgehensweise gegeben werden. Vorrangige Aufgabe weiterer Forschungen muss daher die Umsetzung des Bewertungsverfahrens für die Einstufung ganzer Seen sein, wobei die Frage nach der nötigen Anzahl von Probestellen sowie deren Auswahl am Gewässer beantwortet werden muss, um konkrete Handlungsanweisungen erteilen zu können.

9 LITERATUR

- ADAMS, J.B.; KNOOP, W.T.; BATE, G.C. (1992):** The distribution of estuarine macrophytes in relation to freshwater. *Bot. Marina* 35: 215-226.
- BARKO, J.W.; SMART, R.M. (1981):** Sediment-based nutrition of submersed macrophytes. *Aquatic Botany* 10: 339-352.
- BÄRLOCHER, F. (1999):** Biostatistik. Praktische Einführung in Konzepte und Methoden. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 206 S.
- BfN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2003):** Oligotrophe Stillgewässer des Flach- und Hügellandes mit Vegetation der *Littorelletalia uniflora* - NATURA 2000-Code: 3110. http://www.bfn.de/03/030301_typ3110.htm (17.02.2003).
- BLFU - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1987):** Seeuferuntersuchung Bayern. Einzelveröffentlichungen, München.
- BLFW - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2002):** Flüsse und Seen in Bayern - Gewässerqualität 2001. München, 49 S.
- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2003):** Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie - Ziele. <http://www.bmu.de/fset1024.php> (9.4.2003)
- 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) [Hrsg.]: Tagungsbericht 2001 (Kiel). Tutzing, S. 34-39.
- 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.
- BUCKSTEG, K. (1990):** Ringkanalisation Chiemsee in Betrieb. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.]: Jahresbericht 1988/89. München, S. 30-36.
- CAPERS, R.S. (2000):** A comparison of two sampling techniques in the study of submersed macrophyte richness and abundance. *Aquatic Botany* 68: 87-92.
- 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.
- CARPENTER, S.R.; TITUS, J.E. (1984):** Composition and spatial heterogeneity of submersed vegetation in a softwater lake in Wisconsin. *Vegetatio* 57: 153-165.
- 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 - COMITÉ EUROPÉEN DE NORMALISATION: WASSERBESCHAFFENHEIT (2001):** Richtlinie für die Untersuchung aquatischer Makrophyten in Fließgewässern. Entwurf prEN 14184. Brüssel, 12 S.
- CHAMBERS, P.A.; KALFF, J. (1985):** Depth and biomass of aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Can J. Fish. Aqu. Sci.* 42: 701-709.
- COMIN, F. A.; RODO, X.; MENENDEZ, M. (1993):** Spatial heterogeneity of macrophytes in Lake Gallocanta (Aragon, NE Spain). *Hydrobiologia* 267: 169-178.
- CORING, E. (1993):** Zum Indikationswert benthischer Diatomeengesellschaften in basenarmen Fließgewässern. Shaker Verlag, Reihe Biologie, 165 S.
- DEPPE, E.; LATHROP, R. (1993):** Recent changes in the aquatic macrophyte community of Lake Mendota. *Transactions of the Wisconsin Academy of Science, Arts and Letters* 81: 89-94.
- DILEWSKI, G.; SCHARF, B. (1988):** Verbreitung des Graskarpfens (*Ctenopharyngodon Idella*, Val.) und ökologische Auswirkungen in Rheinland-Pfalz. *Natur und Landschaft* 63/12: 507-510.
- DOLL, R. (1978):** Drei bemerkenswerte Seen im südlichen Mecklenburg. *Limnologica* 11: 379-408.
- DOLL, R. (1983):** Die Vegetation des Gr. Fürstenseer Sees im Kreis Neustrelitz. *Gleditschia* 10: 241-26.
- DOLL, R. (1989) :** Die Pflanzengesellschaften der stehenden Gewässer im Norden der DDR. Teil 1. Die Gesellschaften des offenen Wassers (Characeen-Gesellschaften). *Fed. Rep.* 100/(5-6): 281-324.
- DOLL, R. (1991):** Die Pflanzengesellschaften der stehenden Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Teil I.3. Potamogetonetea TX. et PRSG. 42 - Laichkrautgesellschaften. *Fed. Rep.* 102/(3-4): 217-317.
- DOLL, R. (1992):** Die Pflanzengesellschaften der stehenden Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Teil I.4. Littorelletea BR.-BL. et TX. 43 - Strandlings-Gesellschaften. *Fed. Rep.* 103/(7-8): 597-619.
- DONAT, A. (1926):** Die Vegetation unserer Seen und die „biologischen Seetypen“. *Ber. Dt. Bot. Ges.* 44: 48-56.
- EC – EUROPEAN COMMISSION: HEALTH AND CONSUMER PROTECTION DIRECTIONATE-GENERAL, DIRECTORATE E1 - FOOD SAFETY: PLANT HEALTH (2002):** Working document: Guidance document on aquatic ecotoxicology (in context of the Directive 91/414/EEC).
- EG - EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (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 Union.* L 327/1, 22.12.2000.
- ELLENBERG, H. (1996):** Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Eugen Ulmer, Stuttgart, 1096 S.
- ENGEL, S.; NICHOLS, S.A (1994):** Restoring Rice Lake at Milltown, Wisconsin. In: DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES [Hrsg.]: *Technical Bulletin No. 186*, 43 S.
- GAMS, H. (1925):** Wasserpflanzen als Indikatoren. *Fisch. Z.* 28/43: 914-918.
- GUNKEL, G. (1994):** Bioindikation in aquatischen Ökosystemen; Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 540 S.
- GÜNZL, H. (1983):** Das Naturschutzgebiet Federsee – Geschichte und Ökologie des größten Moores Südwestdeutschlands. *Führer Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ.* 7: 1-115.
- GÜNZL, H. (1993):** The growth and senescence of *Potamogeton crispus* in Lake Federsee after the opening of a sewage pipeline. *Limnol. Aktuell* 5: 33-39.
-

- GÜNZL, H. (1993a):** Die Überwinterungsknospen des Krausen Laichkrauts als Nahrung für den Höckerschwan auf dem Federsee. J. Ornithol. 134/3: 345-347.
- HARLACHER, R. (1996):** Die Makrophytenvegetation des Walchensees in der Vegetationsperiode 1995. Unveröffentlichter Bericht an das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft.
- HEYNIG, H. (2000):** Beiträge zur Kenntnis des Süßen Sees bei Halle (Saale) und zu seinem Plankton 1957-1992. 1. Teil. Lauterbornia 38: 37-62.
- HOESCH, A.; BUHLE, M. (1996):** Ergebnisse der Makrophytenkartierung Brandenburgischer Gewässer und Vergleich zum Trophiestufensystem der TGL. In: MIETZ, O.; KNUTH, D.; KOSCHEL, R.; MATHES, J. [Hrsg.]: Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 2: 84-101.
- HOFMANN, G. (1994):** Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. Bibliotheca Diatomologica 30: 1-241.
- 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 S.
- HORN, K.; PÄTZOLD, F. (1999):** Aktuelle Bestandssituation und Gefährdung des Stachelsporigen Brachsenkrautes (*Isoetes echinospora* DURIEU) in Baden-Württemberg. Carolina 57: 43-56.
- HÜRLIMANN, J. (1993):** Kieselalgen als Bioindikatoren aquatischer Ökosysteme zur Beurteilung von Umweltbelastungen und Umweltveränderungen. Dissertation, Zürich, 118 S.
- JENSEN, S. (1977):** An objective method for sampling the macrophyte vegetation in lakes. Vegetatio 33(2/3): 107-118.
- JESCHKE, L. (1963):** Die Wasser- und Sumpfvvegetation im Naturschutzgebiet "Ostufer der Müritz". Limnologica (Berlin) 1/5: 475-545.
- KARTTUNEN, K., TOIVONEN H. (1995):** Ecology of aquatic bryophyte assemblages in 54 small Finnish lakes and their changes in 30 years. Ann. Bot. Fennici 32: 75-90.
- KELLY, M. G. (1996):** The trophic diatom index. Bowburn Consultancy. R&D Technical Report E2, S. 1-148.
- KIFL - KIELER INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE (2002):** Dieksee-Studie: Gemeinsame Umsetzung von FFH-Richtlinie und Wasser-Rahmenrichtlinie am Beispiel des Dieksees im NATURA 2000-Gebiet DE 1828-301 „Suhrer See, Schöhsee, Dieksee und Umgebung“, Teil III: Ufer- und Unterwasservegetation des Dieksees. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein.
- KLAPP, E.; OPITZ VON BOBERFELD, W. (1990):** Taschenbuch der Gräser. – 12. überarbeitete Auflage. Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg, 282 S.
- KOBIO - KOORDINATION BIOLOGISCHE BEWERTUNG (2003):** Aufgaben und Ziele von KoBio. http://www.uni-essen.de/kobio/kobio_ziele.htm (17.04.2003).
- KOHLER, A. (1975):** Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. Beitr. naturk. Forsch. Süd.-Dtl. 34: 149-159.
- KOHLER, A. (1978):** Wasserpflanzen als Bioindikatoren. Beih. Veröff. Naturschutz u. Landespflege Bad.-Würt. Karlsruhe, 11: 259-281.
- KOHLER, A. (1978a):** Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft + Stadt 10/2: 73-85.
- KOHLER, A. & RAHMAN, H. (1988):** Gefährdung und Schutz von Gewässern. Tagung über Umweltforschung an der Universität Hohenheim. Ulmer Verlag, Stuttgart, S. 106-114.

- 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. (1997):** Das Leitbild – eine Begriffsbestimmung. [Definition of the expression „Leitbild“]. Zbl. Geol. Paläont. Stuttgart, Teil I. 1995/10: 923-927.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. (1909):** Ökologie tierischer Saprobien. Int. Revue ges. Hydrobiol. 2: 126-152.
- KÖRNER, S. (2001):** Development of submerged macrophytes in shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany) before and after its switch to the phytoplankton-dominated state. Arch. Hydrobiol. 152: 395-409.
- KÖRNER, S. (2002):** Loss of Submerged Macrophytes in Shallow Lakes in North-Eastern Germany. Internat. Rev. Hydrobiol. 87: 377-386.
- KÖRNER, S. (2002a):** Submerse Makrophyten – wichtig für die Seentherapie in Deutschland? Wasser und Boden 54/9: 38-41.
- KÖRNER, S. (2003):** Rekonstruktion der submersen Flora in Brandenburger Flachseen mit Hilfe makrofossiler Reste. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) [Hrsg.]: Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Werder, S. 68-73.
- KRAUSCH, H.-D. (1964):** Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes, 1. Die Gesellschaften des offenen Wassers. Limnologica (Berlin) 2/2: 145-203.
- KRAUSCH, H.-D. (1974):** Stand und Möglichkeiten von Seetypisierung und Gewässerbeurteilung mit Hilfe von Makrophyten. Ber. Biol. Ges. DDR o. A: 3-12
- KRAUSCH, H.-D. (1987):** Anthropogene Vegetationsveränderungen an Gewässern der DDR. Hercynia N. F. 24: 306-310.
- KRAUSCH, H.-D. (1996):** Farbatlas Wasser- und Uferpflanzen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 315 S.
- 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.; STEINBERG, C. (1984):** Evidence of Lake Acidification by a novel Biological pH-Meter. Environ. Technol. Lett. 5: 403-406.
- KRAUSS, M. (1992):** Röhrichrückgang an der Berliner Havel – Ursachen, Gegenmaßnahmen und Sanierungserfolge. Natur und Landschaft 67: 287-292.
- LACHAVANNE, J.-B.; JUNGE, R.; PERFETTA, J. (1991):** The consequences of water oligotrophication on macrophytic vegetation of Swiss lakes. Verh. Internat. Verein Limnol. 24/2.
- LANG, G. (1968):** Vegetationsveränderungen am Bodenseeufer in den letzten hundert Jahren. Schr. Ver. Gesch. d. Bodensees 86: 295-319.
- LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1999):** Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. Kulturbuch Verlag, Berlin, 74 S.
- LENHART, B. (1987):** Limnologische Studien am Ammersee 1984-1986. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.]: Informationsberichte 2/87. München, 105 S.
- LODGE, J.A.; KRABBEHOFT, D.P.; STRIEGL, R.G. (1989):** A positive relationship between groundwater velocity and submersed macrophyte biomass in Sparkling Lake, Wisconsin. Limnology and Oceanography 34/1: 235-239.

- MATHES, J.; PLAMBECK, G.; SCHAUMBURG, J. (2002):** Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: DENEKE, R.; NIXDORF, B. [Hrsg.]: Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002: 15-23.
- MELZER, A. (1976):** Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen, dargestellt im Rahmen limnologischer Untersuchungen an den Osterseen und den Eggstätt-Hemhofer Seen (Oberbayern). Dissert. Bot. 34, Vaduz, 195 S.
- MELZER, A. (1987):** Die Verbreitung makrophytischer Wasserpflanzen im Laacher See. Mitt. Pollichia 74: 157-173.
- MELZER, A. (1988):** Der Makrophytenindex - Eine biologischen Methode zur Beurteilung der Nährstoffbelastung von Seen. Habilitationsschrift TU München, 249 S.
- MELZER, A.; MARKL, A.; MARKL, J. (1981):** Die submerse Makrophytenvegetation des Königssees in ihrer quantitativen Verbreitung. Ber. Bayer. Bot. Ges. 52: 99-107.
- MELZER, A.; ROTHMEYER, E. (1983):** Die Auswirkung der Versauerung der beiden Arberseen im Bayerischen Wald auf die Makrophytenvegetation. Ber. Bayer. Bot. Ges. 54: 9-18.
- MELZER, A.; HELD, K.; HARLACHER, R. (1985):** Die Makrophytenvegetation des Großen Arbersees – neueste Ergebnisse. Ber. Bay. Bot. Ges. 56: 217-222.
- MELZER, A.; HELD, K.; HARLACHER, R. (1985a):** Die Makrophytenvegetation des Rachelsees im Bayerischen Wald. Ber. Bayer. Bot. Ges. 56: 223-226.
- MELZER, A.; HARLACHER, R.; HELD, K.; SIRCH, R.; VOGT, E. (1986):** Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.]: Informationsberichte 4/86. München, 210 S.
- MELZER, A.; HARLACHER, R.; HELD, K.; VOGT, E. (1988):** Die Makrophytenvegetation des Ammer-, Wörth-, Pilsensees sowie des Wesslinger Sees. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.]: Informationsberichte 1/88. München, 257 S.
- MELZER, A.; HÜNERFELD, G. (1990):** Die Makrophytenvegetation des Tegern-, Schlier- und Riegsees. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.]: Informationsberichte 2/90. München, 174 S.
- MELZER, A.; BURGER, A. (1995):** Die Makrophytenvegetation des Großen Alpsees. Unveröffentlichter Bericht an das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft.
- 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.; ZIMMERMANN, S.; GOOS, F.-M.; SCHOLZE, C. (2000):** Untersuchung der langjährigen Entwicklung der Makrophytenvegetation zur Bewertung der ufernahen Nährstoffbelastung des Chiemsees. Unveröffentlichter Schlussbericht an das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft, 81 S.
- MELZER, A.; SCHNEIDER, S. (2001):** Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung in Seen. In: STEINBERG, C.E.W.; CALMANO; KLAPPER, H.; WILKEN [Hrsg.]: Handbuch Angewandte Limnologie. Verlag Ecomed. Kap. VIII-1.2.1: 1-13.
- MILLS, K.H.; SCHINDLER, D.W. (1986):** Biological indicators of lake acidification. Water, Air and Soil Pollution. 30: 779-789.
- NEYER, H. (1999):** Einfluss der Landnutzung auf den Phosphoraustrag aus Grünland. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 40/2: 49-52.

- NICHOLS, S.A. (1986):** Vegetation of Wisconsin's Benchmark Lakes. Trans. Wisc. Academy of Sciences, Arts and Letters 80: 97-118.
- NICHOLS, S.A. (1992):** Depth, Substrate, and Turbidity Relationships of some Wisconsin Lake Plants. Trans. Wisc. Academy of Sciences, Arts and Letters o. A.: 1-9.
- NÜCHEL, G. (1980):** Zur Vegetation des Laacher Sees. Mitt. Pollichia 68/1: 156-165.
- OBERDORFER, E. (1994):** Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1050 S.
- OBERDORFF, T.; PONT, D.; HUGUENY, B.; CHESSEL, D. (2001):** A probabilistic model characterising fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. Freshwater Biology 46: 399-415.
- ODUM, E.P. (1983):** Grundlagen der Ökologie. Band 1: Grundlagen. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York, 476 S.
- OSTENDORP, W. (1993):** Schilf als Lebensraum. In: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG [Hrsg.] Sonderdruck aus: Beih. Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.-Württ. 68: 173-280.
- PARSUN, V.; BRAUN, M. (1994):** Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer der Kantons Bern. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene. Liebefeld-Bern.
- PEARSALL W. H. (1920):** The aquatic vegetation of English lakes. J. Ecol. 8: 163-201.
- PETRASKIENE, L. (2003):** Water and sediment toxicity assessment by use of behavioural responses of medical leeches. Environ. Int. 28: 711-717.
- PFAFFENBERG, K.; DIENEMANN, W. (1964):** Das Dümmerbecken – Beiträge zur Geologie und Botanik. Veröffentlichungen des Niedersächsischen Instituts für Landeskunde und Landesentwicklung an der Universität Göttingen. Reihe A: Forschungen zur Landes- und Volkskunde. Band 78.
- PIETSCH, W. (1987):** Zur Vegetation der Charetea-Gesellschaften der Mitteleuropäischen Tiefebene. Studia Phytologica o. A.
- POLTZ, J.; SCHUSTER, H.-H. (2001):** Wer hat heimlich das Steinhuder Meer saniert? In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) [Hrsg.]: Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing, S. 560-567.
- PORZELLA, D. B.; PETERSON, S.A.; LARSEN, D. P. (1979):** Proposed Method for the Evaluation of the effects for Restoring Lakes. Limnological and Socioeconomic Evaluation of Lake Restoration Projects, Approaches and Preliminary Results. Corvallis Environmental Research Laboratory, EPA – 600/3-79-005: 265-310.
- POTT, R. (1983):** Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. Phytocoenologia 11/3: 407-430.
- POTT, R.; REMY, D. (2000):** Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer Verlag, Stuttgart, 255 S.
- RASCHKE, R. L.; RUSANOWSKI, P. L. (1984):** Aquatic macrophyton field collection methods and laboratory analyses. In: DENNIS, W. M.; ISOM, B. G. [Hrsg.]: Ecological Assessment of Macrophyton: Collection, Use and Meaning of Data. ASTM STP 843, American Society for testing and Materials. S. 16-27.
- ROELOFS, J.G.M. (1983):** Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands I: Field observations. Aquatic Botany 17: 139-155.

- ROTHMALER, W. (1994):** Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 3, Gefäßpflanzen: Atlasband. 9. durchges. und verb. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 753 S.
- ROTHMALER, W. (1994a):** Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 4, Gefäßpflanzen: Kritischer Band. 8. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 811 S.
- ROWECK, H. (1986):** Zur Vegetation einiger Stillgewässer im Südschwarzwald. Arch. Hydrobiol. Suppl. 66/4: 455-494.
- ROWECK, H.; SCHÜTZ, W. (1988):** Zur Verbreitung seltener sowie systematisch kritischer Laichkräuter (Potamogeton) in Baden-Württemberg. Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.-Württ. 69: 431-524.
- SCHARF, B. W.; STABEL, H.-H. (1980):** Physikalische und chemische Eigenschaften des Wassers der Eifelmaare. Mitt. Pollichia 68: 111-128.
- SCHAUMBURG, J. (1992):** Zur Limnologie des Chiemsees. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.]: Informationsberichte 2/92. München, 81 S.
- SCHAUMBURG, J. (1996):** Seen in Bayern – Limnologische Entwicklung von 1980 bis 1994. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.]: Informationsberichte 1/96. München, 211 S.
- SCHAUMBURG, J.; KÖPF, B.; SCHRANZ, CH.; HOFMANN, G.; SCHNEIDER, S. (2003):** Gewässertypbezogene Trophieklassifizierung als Metric für ökologische Seebewertungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie - Vorschlag aus dem Projekt zur Entwicklung des bundesweiten Bewertungsverfahrens für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) [Hrsg.]: Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Werder, S. 44-47.
- SCHIEFFER, M. (1998):** Ecology of Shallow Lakes. Chapman and Hall, London, 357 S.
- SCHMIEDTJE, 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 4/98. München, 501 S.
- SCHMIEDTJE, 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 Wasserrahmenrichtlinie. In: ATV-DVWK [Hrsg.]: ATV-DVWK-Arbeitsbericht, GFA-Verlag, Hennef, 281 S.
- SCHMIEDTJE, U.; SOMMERHÄUSER, M.; BRAUKMANN, U.; BRIEM, E.; HAASE, P.; HERING, D. (2001a):** „Top-down“-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) [Hrsg.]: Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing, S. 147-151.
- SCHMEIL, O. (1993):** Flora von Deutschland und angrenzender Länder. – 89. neu bearb. und erw. Auflage. Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden, 802 S.
- SCHMID, W.D. (1965):** Distribution of Aquatic Vegetation as Measured by Line Intercept with SCUBA. Ecology 46/6: 816-823.
- SCHMIEDER, K. (1997):** Littoral zone - GIS of Lake Constance: a useful tool in lake monitoring and autecological studies with submersed macrophytes. Aquatic Botany 58: 333-346.
- SCHNEIDER, S. (2000):** Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Dissertation an der TU München, Shaker-Verlag, 182 S.

- SEDDON, B. (1972):** Aquatic macrophytes as limnological indicators. *Freshwater Biology* 2: 107-130.
- 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.
- SLÁDECEK, V. (1973):** System of water quality from a biological point of view. *Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol.* 7(I-IV): 1-34.
- SPENCE, H.H. N. (1967):** Factors controlling the distribution of freshwater macrophytes with particular reference to the lochs of Scotland. *J. Ecol.* 55: 147-70.
- STAHEL, W.A. (1999):** Statistische Datenanalyse - Eine Einführung für Naturwissenschaftler. Vieweg Verlag, Braunschweig, Wiesbaden, 379 S.
- STEINBERG, C. (1978):** Limnologische Untersuchungen des Ammersees. 6/78. München, 78 S.
- STEINBERG, C.; SCHRIMPF, A.; ARZET, K.; SUTTER, J.; FISCHER, K.M. (1982):** Beiträge zur Limnologie bayerischer Seen. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.]: Informationsberichte 1/82. München.
- STEINBERG, C.; SUTTER, J. (1982):** Zur Rekonstruktion der jüngsten Belastungsgeschichte für den Weßlinger See. *Vom Wasser* 59: 323-335.
- STELZER, D.; SCHNEIDER, S. (2001):** Ökologische Bewertung mit Makrophyten - Kartierungsmethoden für Seen. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) [Hrsg.]: Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing, S. 91-95.
- 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.
- SUCOW, M.; REINHOLD, A. (1978):** Das Vegetationsgefüge eines jungpleistozänen Klarwassersees und seine Belastbarkeit - eine Studie mit Farbluftbildern. *Limnologica* (Berlin) 11/2: 355-377.
- TGL 27885/01, 1982:** Fachbereichstandard: Nutzung und Schutz der Gewässer – Stehende Gewässer – Klassifizierung. Verlag für Standardisierung, Leipzig.
- THIENEMANN, A. (1921):** Seetypen. *Naturwissenschaften* 9: 343-346.
- 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.
- TROBAJO, R.; QUINTANA, X.D.; MORENO-AMICH, R. (2002):** Model of alternative predominance of phytoplankton-periphyton-macrophytes in lentic waters of Mediterranean coastal wetlands. *Arch. Hydrobiol.* 154/1: 19-40.
- UNESCO - UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (2003):** International Year of Freshwater 2003. <http://www.wateryear2003.org>. (9.5.2003).
- VASSEUR, P.; COSSU-LEGUILLE, C. (2003):** Biomarkers and community indices as complementary tools for environmental safety. *Environ. Int.* 28: 711-717.
- VÖGE, M. (1995):** Tauchuntersuchungen an der submersen Vegetation in 13 Seen Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung der Isoëtiden-Vegetation. *Limnologica* 22/1: 82-96.
- WALLIN, M.; WIEDERHOLM, T.; JOHNSON, R.K. (2002):** Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. - Produced by CIS Working Group 2.3 - REFCOND. 5th and final draft, Stand 20.12.2002.

- WANKA, R. (1993):** Die Wasserbeschaffenheit des Süßen Sees und seiner Zuflüsse. In: STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ HALLE (SAALE) [Hrsg.]: Der Süsse See – Das blaue Auge des Mansfelder Landes. Veröffentlichungen Heft 2/93, S. 13-17.
- WEYER, K. VAN DE (1999):** Makrophyten. In: TUEMPLING, W.V.; FRIEDRICH, G. [Hrsg.]: Biologische Gewässeruntersuchung. (Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung 2). Gustav Fischer Verlag, Jena, S. 198-219.
- WIEGLEB (1978):** Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetationen in stehenden Gewässern. Arch. Hydrobiol. 83: 443-484.
- WIEGLEB, G. (1981):** Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften niedersächsischer Fließgewässer. Limnologica 13/2:4 27-448.
- WIEGLEB, G. (1991):** Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. Tuexenia 11: 135-147.
- WÖRLEIN, F. (1992):** Pflanzen für Garten, Stadt und Landschaft. Taschenkatalog, Wörlein Baumschulen, Dießen.
- ZIEMANN, H. (1971):** Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. Limnologica 8/2: 505-525.
- ZIEMANN, H. (1982):** Bestimmung des Halobienindex. In: VON TUEMPLING, W.; FRIEDRICH, G. [Hrsg.]: Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2: 310-313.

10 ANHANG

◆ Probestellen.....	I
◆ Kartierprotokolle.....	II
◆ Weitere Beispiele zu Zusammenhängen zwischen dem Vorkommen von Flachwasserarten und ausgewählten Strukturparametern.....	III
◆ Verzeichnis der indikativen Arten	IV
◆ Statistische Tests.....	V

Weitere Rohdaten sowie die Fotografien der Probestellen liegen am Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft und an der Limnologischen Station der TU München vor.

I - PROBESTELLEN**Legende:**

BuL: Bundesland: BB = Brandenburg, BW = Baden-Württemberg, BY = Bayern, MV = Mecklenburg-Vorpommern, NI = Niedersachsen, RP = Rheinland-Pfalz, SH = Schleswig-Holstein, ST = Sachsen-Anhalt,

PrStNr: Probestellennummer

RW: Rechtswert nach Gauß-Krüger

HW: Hochwert nach Gauß-Krüger

AW: Auswahl: 1 = Stelle für PHYLIB-Projekt ausgewählt; 2 = Stelle zusätzlich untersucht

DH: Datenherkunft 1 = Neukartierung; 2 = Makrophyten alt; Struktur nacherhoben; 3 = komplett Altdaten

Typ: Makrophyten-Typologie

Zust.: Zustand gemäß Vorabeeschätzung der zuständigen Behörden

k. A.: keine Angabe

BuL	PrStNr	RW	HW	See/Transekt	Lage/nächster Ort	AW	DH	Typ
BB	2593	4539376	5816111	Beetzsee 1	Radewege	1	1	TKp
BB	3120	4538596	5815061	Beetzsee 2	Brielow	2	1	TKp
BB	2589	4577358	5789411	Blankensee / Nieplitz 1	Nordostufer	1	1	TKp
BB	3121	4576788	5787831	Blankensee / Nieplitz 2	Seeblick	2	1	TKp
BB	2564	4620514	5871743	Grimnitzsee 1	Althüttendorf	1	1	TKp
BB	3134	4619764	5871813	Grimnitzsee 2	Westlich von Althüttendorf	2	1	TKp
BB	2544	4607443	5880773	Gr. Gollinsee 1	Gollin Bad	1	1	TKg
BB	3132	4607203	5880354	Gr. Gollinsee 2	Nördliches Ostufer	2	1	TKg
BB	3133	4606808	5880124	Gr. Gollinsee 3	Westufer Mitte	2	1	TKg
BB	2558	4582482	5899558	Gr. Kastavensee 1	Südliches Westufer	1	1	TKg
BB	3123	4582721	5899428	Gr. Kastavensee 2	Südliches Ostufer	2	1	TKg
BB	3124	4582641	5899738	Gr. Kastavensee 3	Nördliches Westufer	2	1	TKg
BB	2547	4587247	5902198	Gr. Kronsee 1	Westufer	1	1	TKg
BB	3125	4587862	5902533	Gr. Kronsee 2	Nordufer	2	1	TKg
BB	3126	4587592	5902208	Gr. Kronsee 3	Südwestufer	2	1	TKg
BB	2568	4586991	5897721	Gr. Lychensee 1	Hohenlychen	1	1	TKg
BB	2545	4569455	5891482	Gr. Stechlinsee 5	Nordwestlich von Neuglobsow Bad	1	2	TKg
BB	3128	4569280	5890722	Gr. Stechlinsee 9	Südwestlich von Neuglobsow	2	2	TKg
BB	3127	4568600	5891227	Gr. Stechlinsee 24	Westliche Landzunge	2	2	TKg
BB	2588	4668283	5780887	Gr. Treppelsee 1	Südufer	1	1	TKp
BB	3129	4668213	5781111	Gr. Treppelsee 2	Südostufer	2	1	TKp
BB	2546	4553906	5895072	Gr. Wummsee 1	Südostufer	1	1	TKg
BB	3130	4553526	5895781	Gr. Wummsee 2	Nordwestufer	2	1	TKg
BB	2550	4553756	5892342	Gr. Zechliner See 1	Nordufer	1	1	TKg
BB	3131	4554238	5891932	Gr. Zechliner See 2	Ostufer	2	1	TKg
BB	2594	4518899	5844798	Gülper See 1	Prietzen	1	1	TKp
BB	2584	4620705	5815466	Kalksee 1	Seebad Rüdersdorf	1	1	TKg
BB	3135	4620380	5815727	Kalksee 2	Stolp	2	1	TKg
BB	2585	4643910	5780698	Kossenblätter See 1	Nordufer	1	1	TKp
BB	3122	4643494	5779908	Kossenblätter See 2	Westufer	2	1	TKp
BB	2562	4604879	5887419	Lübbese 1	Ahrendorf	1	1	TKg
BB	3136	4604308	5887494	Lübbese 2	östlich Postheim	2	1	TKg

BuL	PrStNr	RW	HW	See/Transekt	Lage/nächster Ort	AW	DH	Typ
BB	2591	4632896	5777742	Neuendorfer See 1	Südlich Alt Schadow	1	1	TKp
BB	3137	4632521	5778652	Neuendorfer See 2	Wutscherogge	2	1	TKp
BB	2555	4625188	5895965	Oberuckersee 1	Warnitz Bad	1	1	TKg
BB	3138	4572524	5894231	Peetschsee 1	Ostufer Nord	2	1	TKg
BB	3139	4572175	5893672	Peetschsee 2	Nordwestufer	2	1	TKg
BB	2599	4572509	5894051	Peetschsee 3	Ostufer Mitte	1	1	TKg
BB	2569	4597292	5885766	Roeddelinsee 1	Hindenburg Bad	1	1	TKg
BB	3140	4569570	5887206	Roofensee 1	Nordostufer Mitte	2	1	TKg
BB	3141	4570010	5886736	Roofensee 2	Nordostufer Ost	2	1	TKg
BB	2552	4570015	5886506	Roofensee 3	Menz Bad	1	1	TKg
BB	3142	4574497	5812552	Sacrower See 1	Försterwiese	2	1	TKg
BB	3143	4575332	5813232	Sacrower See 2	Hackebusch	2	1	TKg
BB	2557	4574862	5813641	Sacrower See 3	Nordwestufer	1	1	TKg
BB	2556	4641241	5792182	Scharmuetzelsee 1	Diensdorf	1	1	TKg
BB	2553	4640456	5828816	Scharmuetzelsee 1	Nordostufer nahe Dampferanlegestelle	1	1	TKg
BB	3144	4640256	5828475	Scharmuetzelsee 2	Ostufer Buckow	2	1	TKg
BB	2592	4652011	5771262	Schwielochsee 1	Ostufer bei Pieskow	1	1	TKp
BB	3145	4652195	5770547	Schwielochsee 2	Südlich von Pieskow	2	1	TKp
BB	2595	4565366	5802547	Schwielowsee 1	Mirenberg	1	1	TKp
BB	3146	4564686	5801412	Schwielowsee 2	Petzow	2	1	TKp
BB	3147	4566546	5801452	Schwielowsee 3	Caputh	2	1	TKp
BB	2575	4624066	5820166	Stienitzsee 1	Seebad am Terrassencafe	1	1	TKg
BB	3148	4623781	5820791	Stienitzsee 2	Nordufer	2	1	TKg
BB	2570	4608127	5898395	Trebowsee 1	Ostufer	1	1	TKp
BB	3149	4607891	5898765	Trebowsee 2	nördliches Ostufer	2	1	TKp
BB	2600	4562566	5888730	Wittwesee 1	Westufer	1	1	TKg
BB	3150	4562601	5889215	Wittwesee 2	Nordufer	2	1	TKg
BB	2597	4611397	5803417	Zeuthener See 1	Zeuthen Restaurant Olympia	1	1	TKp
BB	3151	4612132	5803522	Zeuthener See 2	gegenüber Zeuthen	2	1	TKp
BB	2563	4557263	5892002	Zootzensee 1	Südostufer	1	1	TKg
BB	3152	4557238	5892737	Zootzensee 2	Nordostufer	2	1	TKg
BW	2609	4315374	5313832	Alter Weiher 1	Westufer	2	1	AK
BW	2610	4315696	5313864	Alter Weiher 2	Fischersteg	2	1	AK
BW	947	4315628	5313687	Alter Weiher 3	Bad bei Altshausen	1	1	AK
BW	943	4304773	5284397	Bodensee 1	Fischbach-West	2	1	AK
BW	2611	4305733	5284240	Bodensee 2	Manzell	1	1	AK
BW	953	4322835	5329528	Federsee 1	Stegende	1	1	k. A.
BW	938	4203509	5311226	Feldsee 1	Zugangsweg, Ostufer	1	1	MTS
BW	2612	4203208	5311103	Feldsee 2	Südwestufer	2	1	MTS
BW	2613	4203344	5311368	Feldsee 3	Nordufer	2	1	MTS
BW	941	4277045	5295168	Mindelsee 1	Nordufer Hinteres Ried	2	1	AK
BW	2614	4277219	5294486	Mindelsee 2	Südufer Mooshalde	2	1	AK
BW	2615	4276211	5294930	Mindelsee 3	Bootshuette Südwestufer	1	1	AK
BW	939	4219932	5391545	Mummelsee 1	Nordufer	2	1	MTS
BW	2616	4219848	5391453	Mummelsee 2	Westufer	1	1	MTS
BW	950	4531458	5300601	Ruschweiler See 1	Fischersteg Nordwestufer	1	1	AK
BW	2617	4302918	5306755	Ruschweiler See 2	Südufer	2	1	AK

BuL	PrStNr	RW	HW	See/Transekt	Lage/nächster Ort	AW	DH	Typ
BW	2618	4303386	5306952	Ruschweiler See 3	Ostufer Badestrand	2	1	AK
BW	1008	4211253	5312693	Titisee 1	Seehäusle	2	1	MTS
BW	946	4212433	5313289	Titisee 2	Nordostufer	1	1	MTS
BW	2619	4211321	5313152	Titisee 3	Nordostufer	2	1	MTS
BY	2033	4568434	5308260	Abtsdorfer See 1	Lauterbrunn	1	1	AK
BY	2620	4568239	5307860	Abtsdorfer See 2	Seemair	2	1	AK
BY	2621	4568044	5308705	Abtsdorfer See 3	Nordostufer	2	1	AK
BY	2034	4404464	5268590	Alpsee bei Füssen 1	Südostufer	1	1	AK
BY	2622	4404064	5268400	Alpsee bei Füssen 2	Bad Sperbersau	2	1	AK
BY	2623	4403894	5268920	Alpsee bei Füssen 3	Nordufer, mittig	2	1	AK
BY	2624	4404509	5269075	Alpsee bei Füssen 4	Steilwand Berzenkopf	2	1	Aks
BY	897	4536614	5310545	Chiemsee 2	Seebruck	1	3	Ak
BY	2037	4537804	5307625	Chiemsee 10	Egerer	1	3	Ak
BY	2691	4539464	5304160	Chiemsee 21	Chieming	2	3	Ak
BY	2692	4535794	5302635	Chiemsee 41	Nördlich Feldwies	2	3	Ak
BY	2693	4534504	5300150	Chiemsee 54	Übersee	2	3	Ak
BY	2694	4530279	5299720	Chiemsee 71	Bernau	2	3	Ak
BY	2695	4528024	5300760	Chiemsee 85	Mühlbach	2	3	Ak
BY	2696	4527639	5302750	Chiemsee 94	Prien	2	3	Ak
BY	2697	4528014	5305085	Chiemsee 130	Bucht bei Breitenbrunn	2	3	Ak
BY	2698	4528899	5305105	Chiemsee 134	Bad bei Breitbrunn	2	3	Ak
BY	2699	4531489	5305135	Chiemsee 145	Gstadt	2	3	Ak
BY	2700	4532574	5308030	Chiemsee 152	Gollershausen	2	3	Ak
BY	2701	4533764	5309920	Chiemsee 159	Campingplatz, Lambach	2	3	Ak
BY	2702	4530979	5302220	Chiemsee 176	Herreninsel	2	3	Ak
BY	2703	4532014	5303815	Chiemsee 189	Frauenchiemsee	2	3	Ak
BY	2645	4441979	5283545	Froschhauser See 1	Nordufer (Abschnitt 1 `96)	2	2	AK
BY	2646	4441819	5283525	Froschhauser See 3	Westlich von Abschnitt 1 (Abschnitt 3 `96)	1	2	AK
BY	2059	4442159	5283375	Froschhauser See 7	Nordostufer (Abschnitt 7 `96)	1	2	AK
BY	2446	4533234	5316465	Griessee 1	Südufer	2	1	AK
BY	2625	4532919	5316545	Griessee 2	Westufer	2	1	AK
BY	2626	4533119	5316595	Griessee 3	Bad im Norden	2	1	AK
BY	2627	4533269	5316675	Griessee 4	Nordostufer	1	1	AK
BY	2035	4361944	5272325	Gr. Alpsee bei Immenstadt 12	Nordwestufer	2	2	Ak
BY	2452	4361258	5271610	Gr. Alpsee bei Immenstadt 17	Hintersee	2	2	Ak
BY	2647	4361833	5271470	Gr. Alpsee bei Immenstadt 19	Westlich Gschwend	1	2	Ak
BY	2044	4448294	5294040	Gr. Ostersee 51	Nördlich Kanal z. Fohnsee (Abschnitt 51 `94)	1	2	AK
BY	2651	4448029	5295525	Gr. Ostersee 58	Nördliches Ostufer (Abschnitt 58 `94)	2	2	AK
BY	2649	4447364	5294650	Gr. Ostersee 64	Nördliches Westufer (Abschnitt 64 `94)	2	2	AK
BY	2648	4447874	5294010	Gr. Ostersee 68	Südliches Westufer (Abschnitt 68 `94)	2	2	AK
BY	2650	4447899	5294970	Gr. Ostersee 79	Mariensinsel Westseite (Abschnitt 79 `94)	2	2	AK
BY	2041	4399809	5273530	Hopfensee 5	Südbucht 5	1	2	AK
BY	2652	4400189	5273775	Hopfensee 8	Südwesten	2	2	AK
BY	2653	4401059	5274785	Hopfensee 19	bei Hopfen	2	2	AK

BuL	PrStNr	RW	HW	See/Transekt	Lage/nächster Ort	AW	DH	Typ
BY	2606	4471349	5298010	Kirchsee 1	Nordufer	2	1	AK
BY	2628	4471414	5297690	Kirchsee 2	Südufer	1	1	AK
BY	2655	4451504	5278195	Kochelsee 15	Südlich Heckenbach	2	2	Ak
BY	2654	4451124	5278125	Kochelsee 17	Südufer Mitte	2	2	Ak
BY	2042	4450854	5277785	Kochelsee 20	Altjoch	2	2	Ak
BY	2821	k. A.	k. A.	Königssee 3	Nördlich Königsbach	2	2	Ak
BY	2196	4573630	5267600	Königssee 8	Fütterungsstelle Ostufer	3	3	Aks
BY	2195	4573290	5265990	Königssee 9	Kaunerwand	3	3	Aks
BY	2194	4573430	5265490	Königssee 10	Sallet	3	3	Aks
BY	2822	k. A.	k. A.	Königssee 13	Südwestspitze	2	3	Aks
BY	2192	4572630	5266740	Königssee 16	Eisgraben	3	3	Aks
BY	2823	k. A.	k. A.	Königssee 17	Südlich St. Bartholomä	2	3	Aks
BY	2043	4574609	5271625	Königssee 19	Kreuzelwand	1	3	Aks
BY	2657	4447244	5297080	Lustsee 1	Südliches Westufer	1	2	AK
BY	2061	4447439	5297120	Lustsee 2	Ostufener	1	2	AK
BY	2656	4447394	5296985	Lustsee 3	Südliches Ostufer	1	2	AK
BY	2660	4368849	5278876	Niedersonthofener See 21	bei Zellen Nordufer	2	2	AK
BY	2661	4369599	5279040	Niedersonthofener See 23	Nordwestufer	2	2	AK
BY	2658	4368754	5278255	Niedersonthofener See 32	Südwestufer	2	2	AK
BY	2659	4369254	5278426	Niedersonthofener See 35	Südostufer	2	2	AK
BY	2824	k. A.	k. A.	Obersee 1	Südwestufer	2	3	Aks
BY	2825	4575119	5264335	Obersee 2	Fischunkelalm	2	3	Ak
BY	2826	k. A.	k. A.	Obersee 4	Westufer	2	3	Aks
BY	2045	4525699	5310395	Pelhamer See 1	Westecke	2	1	AK
BY	2629	4526164	5310260	Pelhamer See 2	Südufer	1	1	AK
BY	2630	4525904	5310815	Pelhamer See 3	Pelham	2	1	AK
BY	2664	4442504	5284665	Riegsee 7	Riegsee	2	2	AK
BY	2046	4442169	5284900	Riegsee 8	Campingplatz Ostufer	1	2	AK
BY	2662	4441424	5285245	Riegsee 18	Egling	2	2	AK
BY	2663	4441649	5284615	Riegsee 20	Neuegling	2	2	AK
BY	2048	4489274	5287065	Schliersee 7	Krainsbergkogel	1	2	Ak
BY	2451	4489479	5286765	Schliersee 8	Badeplatz westlich Insel Wörth	1	2	Ak
BY	2666	4490244	5286975	Schliersee 17	Ostufener	2	2	Ak
BY	2665	4489724	5286935	Schliersee 23	Insel Wörth	2		Ak
BY	2049	4489704	5301460	Seehamer See 1	Zeltplatz Ostufer	2	1	AK
BY	2631	4489314	5301665	Seehamer See 2	Grossseeham	1	1	AK
BY	2632	4489364	5300900	Seehamer See 3	Südufer westlich Brandlberg	2	1	AK
BY	2669	4517569	5302240	Simssee 23	Beuerberg	2	2	AK
BY	2668	4517039	5302045	Simssee 25	Brunnhaus	2	2	AK
BY	2667	4516254	5302690	Simssee 31	Simssee südlich Bad	2	2	AK
BY	2050	4516894	5303555	Simssee 35	Edling (Trans 1)	1	2	AK
BY	2671	4491689	5280880	Spitzingsee 1	Nördliches Ostufer	2	2	Ak
BY	2672	4491624	5280505	Spitzingsee 14	Spitzingsee	2	2	Ak
BY	2670	4491174	5280565	Spitzingsee 17	Südliches Westufer	2	2	Ak
BY	2051	4437289	5284340	Staffelsee 11	Nordwestufer	3	2	AK
BY	2674	4438444	5284335	Staffelsee 30	Seehausen	2	2	AK

BuL	PrStNr	RW	HW	See/Transekt	Lage/nächster Ort	AW	DH	Typ
BY	2673	4437844	5284275	Staffelsee 113	Insel Buchau	2	2	AK
BY	2675	4437404	5285425	Staffelsee 119	Insel Mühlwörth	2	2	AK
BY	2052	4447529	5303530	Starnberger See 25	Bernried	2	3	AK
BY	2707	4447869	5302410	Starnberger See 32	Nördlich Seeseiten	2	3	AK
BY	2708	4448159	5298700	Starnberger See 44	Seeshaupt	2	3	AK
BY	2709	4450554	5300325	Starnberger See 56	Nördlich St. Heinrich	2	3	AK
BY	2710	4450284	5303405	Starnberger See 61	Ambach	2	3	AK
BY	2711	4450294	5306155	Starnberger See 67	Hozhausen	2	3	AK
BY	2712	4450264	5308235	Starnberger See 71	Ammerland	2	3	AK
BY	2713	4450479	5311235	Starnberger See 79	Allmanshausen	2	3	AK
BY	2714	4451009	5313035	Starnberger See 83	Leoni	2	3	AK
BY	2715	4452229	5316220	Starnberger See 88	Berg	2	3	AK
BY	2716	4450679	5317140	Starnberger See 99	Südlich Starnberg	2	3	AK
BY	2717	4449719	5314730	Starnberger See 105	Possenhofen	2	3	AK
BY	2718	4447714	5310625	Starnberger See 130	Garatshausen	2	3	AK
BY	2677	4375404	5283935	Sulzberger See 1	Westlich Seebach	2	2	AK
BY	2060	4375409	5283471	Sulzberger See 7	Nordufer	1	2	AK
BY	2676	4374963	5283800	Sulzberger See 11	Bad	2	2	AK
BY	2678	4555829	5313760	Tachinger See 2	Ostspitze	2	2	AK
BY	2053	4555054	5314330	Tachinger See 22	Taching Bad	1	2	AK
BY	2679	4480394	5288560	Tegernsee 4	Nordostufer	2	2	Ak
BY	2680	4480749	5287855	Tegernsee 6	Ostufer	1	2	Ak
BY	2681	4479604	5287135	Tegernsee 50	Yachtclub Westufer	2	2	Ak
BY	2054	4479234	5287540	Tegernsee 53	Nordwestufer	2	2	Ak
BY	2054	4479234	5287540	Tegernsee 53	Nordwestufer	2	1	Ak
BY	2682	4555904	5312280	Waginger See 34	Nähe Waging	2	2	AK
BY	2055	4559824	5310655	Waginger See 55	Bei Kühnhausen	1	2	AK
BY	2683	4557069	5312230	Waginger See 63	Nordufer	2	2	AK
BY	2684	4449289	5273555	Walchensee 26	Östlich Walchensee	2	2	Aks
BY	2213	4453034	5272970	Walchensee 54	Nördlich Sassau	1	2	Ak
BY	2685	4452579	5272825	Walchensee 80	Insel Sassau	2	2	Aks
BY	2687	4397514	5271475	Weissensee 9	Weissensee	2	2	AK
BY	2688	4398269	5271335	Weissensee 15	Moos	2	2	AK
BY	2686	4398664	5270950	Weissensee 18	Nordostufer	2	2	AK
BY	2057	4542434	5283175	Weitsee 1	Nordostufer	1	1	Ak
BY	2633	4542629	5282800	Weitsee 2	Südostufer	2	1	Ak
BY	2634	4541929	5282935	Weitsee 3	Südwesten	2	1	Ak
BY	2635	4541439	5282760	Weitsee 4	Nordwestufer	2	1	Ak
BY	2637	4438139	5323250	Wörthsee 8	Südufer	2	1	AK
BY	2636	4439234	5324150	Wörthsee 13	Schlagenhofen	2	1	AK
BY	2058	4437709	5324650	Wörthsee 18	Bachern	1	1	AK
MV	2456	4541621	5927486	Außenmüritz 1	Klink Südlich Waren	1	1	TKp
MV	3091	4541136	5925956	Außenmüritz 2	Sembzin	2	1	TKp
MV	2481	4479591	5940411	Barniner See 1	Barnin	1	1	TKg
MV	3092	4479836	5941301	Barniner See 2	Südlich der Warnow	2	1	TKp
MV	2471	4596472	5914426	Breiter Luzin 1	Feldberger Hütte Bad	1	1	TKg
MV	2475	4580977	5903326	Dabelowsee 1	Landzunge	1	1	TKg
MV	3093	4580757	5903101	Dabelowsee 2	Südufer	2	1	TKg

BuL	PrStNr	RW	HW	See/Transekt	Lage/nächster Ort	AW	DH	Typ
MV	3159	4541472	5903461	Gr. Kiever See 1	Südufer	1	1	TKp
MV	2463	4577692	5906341	Gr. Kulowsee 1	Ostufer	1	1	TKp
MV	2453	4498261	5963596	Gr. Peetscher See 1	Südufer Pferdeweide	1	1	TKp
MV	3094	4497916	5964081	Gr. Peetscher See 2	Nordufer	2	1	TKp
MV	3095	4497876	5963566	Gr. Peetscher See 3	Südufer Bootshaus	2	1	TKp
MV	2459	4480586	5963961	Gr. Wariner See 1	Warin Bad	1	1	TKg
MV	3098	4478946	5965121	Gr. Wariner See 2	Westufer	2	1	TKg
MV	3099	4479321	5966226	Gr. Wariner See 3	Nordbucht	2	1	TKg
MV	3100	4500906	5953851	Lenzener See 1	Südliche Landzunge	2	1	TKp
MV	2454	4501036	5953951	Lenzener See 2	Nördliche Landzunge	1	1	TKp
MV	2457	4529476	5939356	Malkwitzer See 1	Malkwitz	1	1	TKp
MV	3101	4528576	5939726	Malkwitzer See 2	Westufer	2	1	TKp
MV	3102	4529981	5939871	Malkwitzer See 3	Ostufer	2	1	TKp
MV	3096	4468361	5942271	Pinnower See 1	Nordwestufer	2	1	TKg
MV	2468	4468271	5940801	Pinnower See 2	Südufer Wasserwerk	1	1	TKg
MV	3097	4469651	5942161	Pinnower See 3	Ostufer	2	1	TKg
MV	2467	4428606	5935701	Schaalsee 1	Zarrentin Bad	1	1	TKg
MV	3103	4429661	5937206	Schaalsee 2	Ostufer	2	1	TKg
MV	3104	4429946	5939371	Schaalsee 3	Techiner See	2	1	TKg
MV	2455	4500076	5914081	Treptowsee 1	Nordostufer	1	1	TKp
MV	3105	4499866	5913411	Treptowsee 2	Südufer	2	1	TKp
MV	3106	4499876	5914201	Treptowsee 3	Nordufer	2	1	TKp
NI	1117	4249975	5828166	Dümmer 1	Duemmerlohausen Bad	1	1	TKp
NI	3117	4250631	5829137	Dümmer 2	westlich Huntezufluss	2	1	TKp
NI	3118	4322170	5818824	Steinhuder Meer 2	Steinhude Strand	1	1	TKp
NI	3119	4322290	5819660	Steinhuder Meer 3	nördlich Stelle 2	2	1	TKp
RP	1006	4131350	5573084	Gemündener Maar 1	Nordufer	2	1	MTS
RP	2638	4131160	5572976	Gemündener Maar 2	Westufer	1	1	MTS
RP	2444	4139613	5566217	Immerather Maar 1	Nordwestufer	1	1	MTS
RP	2642	4139755	5566136	Immerather Maar 2	Ostufer	2	1	MTS
RP	1004	4163422	5597523	Laacher See 1	Nordwestufer	1	1	k. A.
RP	2448	4164615	5597901	Laacher See 2	Nordostufer	1	1	k. A.
RP	1007	4140107	5567422	Pulvermaar 1	Nordufer Campingplatz	2	1	MTS
RP	2640	4137032	5567328	Pulvermaar 2	Westufer	1	1	MTS
RP	2641	4137640	5567133	Pulvermaar 3	Südostufer	2	1	MTS
RP	2450	4132575	5571882	Schalkenmehrener Maar 1	Westufer	1	1	MTS
RP	2643	4132885	5571614	Schalkenmehrener Maar 2	Südufer	2	1	MTS
RP	2644	4132958	5572082	Schalkenmehrener Maar 3	Nordostufer	2	1	MTS
RP	1005	4132439	5572885	Weinfelder Maar 1	Nordostufer	2	1	MTS
RP	2639	4132276	5572936	Weinfelder Maar 2	Nordufer Kapelle	1	1	MTS
SH	979	4337832	6049126	Arenholzer See 1	Bad Nordostbucht	1	1	TKp
SH	3107	4337628	6049040	Arenholzer See 2	westlich vom Bad	2	1	TKp
SH	3108	4389723	6023046	Dobersdorfer See 1	Ziegelhof	2	1	TKp
SH	3109	4389181	6022309	Dobersdorfer See 2	Gehege Bookhorn	2	1	TKp
SH	3110	4389357	6023733	Dobersdorfer See 3	Bad Tökendorf	1	1	TKp
SH	965	4395318	6002963	Gr. Plöner See 1	Spitzenort	1	1	TKg
SH	3111	4394785	6003266	Gr. Plöner See 2	Koppelsberg	2	1	TKg

BuL	PrStNr	RW	HW	See/Transekt	Lage/nächster Ort	AW	DH	Typ
SH	960	4394929	6020449	Selenter See 1	Grabensee Bad	1	1	TKg
SH	3114	4396383	6022162	Selenter See 2	Adelintal	2	1	TKg
SH	3112	4349228	6066762	Südensee 1	Südostufer	1	1	TKp
SH	3113	4349030	6067156	Südensee 2	Nordufer	2	1	TKp
SH	983	4349739	6067106	Südensee 3	bei Sörup	2	1	TKp
SH	962	4401711	6003511	Suhrer See 1	Niederkleveez	1	1	TKg
SH	3115	4400645	6003756	Suhrer See 2	Nordufer	2	1	TKg
SH	963	4353505	6029124	Wittensee 1	Bünsdorf	1	1	TKg
SH	3116	4353108	6029442	Wittensee 2	Bünsdorf Nord	2	1	TKg
ST	2607	4478754	5706665	Süßer See 1	Strand am Campingplatz	1	1	k. A.
ST	3090	4479299	5706575	Süßer See 2	Nordost Bucht	2	1	k. A.

II - KARTIERPROTOKOLLE (UFER, LITORAL)

See: _____ ; geschätzter Zustand n. WRRL(1-5): _____; Datum: _____
 Trans. Nr. (vorläufig): _____; (endgültig): _____; Breite Trans.: _____ m; Foto Nr. _____
 Abs. Ende/Trans (Beschreibung): _____; Exposition: _____ max.
 unters. Tiefe: _____; aktueller Wasserstand: _____; Bearbeiter: _____

1. Uferbeschreibung: Ufersaum (0-5m) Gewässerumfeld (5-20m)

Uferbewuchs	Anteil %	Anteil %
Wald standortgerecht		
standortfremd		
Gehölzsaum standortgerecht		
standortfremd		
Gebüsch, Einzelgehölze standortgerecht		
standortfremd		
Röhricht, Großseggenriede		
Hochstauden- /Krautflur nass-feucht		
nitrophytisch		
mit Neophyten		
Naß- und Streuwiesen (extensiv)		
Wiesen mittlerer Standorte (extensiv)		
Wiesen (intensiv)		
Weiden		
1. Ackerland; 2. Garten		
Rasenflächen		
Pionier-, Trittvegetation, Brache		
Mauervegetation		
Vegetationsfreie Flächen		
Ufernutzung	Anteil %	Anteil %
Industrie- u. Gewerbeflächen, Werften		
Wohnbauflächen (geschlossene Bebauung)		
Lockere Bebauung (Bootshäuser, Hütten)		
1. Parkanlage; 2. Sportplatz; 3. Camping; 4. Golfplatz; 5. Freibad		
Badebereich		
Hafen- oder Steganlage		
Wiesenliegeplatz f. Boote		
Verkehrsflächen KFZ (Autobahn, Straßen, Parkplatz)		
Verkehrsflächen sonstige (Rad- Fußwege, Anleger)		
Kiesflächen		
Sandflächen		
Uferbeschaffenheit	Anteil %	
Steilufer, Böschung, Ufermauer (landseitig)		
Flachufer (landseitig)		
Uferlinie gerade		
Gebuchtet		
Uferverbau (Grenze Land/Wasser) mit:	bsp:4. m.30%	
1. Steine/Blöcke; 2. Beton/Steinmauer; 3. Holz; 4. Stahl; 5. Sonstiges		
Uferbesonderheiten	(1 einzeln, 2 vermehrt, 3 häufig)	
Treib-, Totholzansammlungen		
"wilde" Lager-, Feuer- o. Badeplätze		
Müll, Unrat, Verunreinigungen		

See: _____ Abs./Trans. Nr.(vorläufig): _____ (endgültig): _____

2. Litoralbeschreibung:

I Sediment/Substrat (in Prozent)

Tiefenstufe	0-1	1-2	2-4	> 4
Fels (anstehend)				
Blöcke (> 50 cm)				
Steine (10 cm - 50 cm)				
Grobkies (2 cm - 10 cm)				
Feinkies (0,2 cm - 2 cm)				
Sand				
Seekreide				
Sandmudde				
Kalkmudde				
Detritusmudde				
Torfmudde				
Sapropel				
Röhrichtstoppeln				

II Sedimentauflage (in Prozent)

Tiefenstufe	0-1	1-2	2-4	> 4
Org. unzersetzt				
Grobdetritus				
Mitteldetritus				
Feinetritus				
Laub				
Muschelschalen				

III Beschattung

Tiefenstufe	0-1	1-2	2-4	> 4
nach Würlein (1-5)				

IV Strukturelemente (Häufigkeit 1 – 5)

Tiefenstufe	0-1	1-2	2-4	> 4
Steilabbruch kl. 0,5m				
Steilabbruch gr. 0,5m				
Schwingrasen				
Baumwurzelgeflecht				
Röhrichtstoppelfelder				
Überhängende Vegetat.				
Totholz				
Steine				
Natürl. Kiesflächen				
Künstl. Kiesaufschüttung				

V Aufwuchs (Häufigkeit 1 – 5)

Tiefenstufe	0-1	1-2	2-4	> 4
fädige Grünalgen				
sonst. Grünalgen				
Blualgen				

VI Gefälle

Tiefenstufe	0-1	1-2	2-4	> 4
flach/mittel/steil				

VII Gewässerbesonderheiten

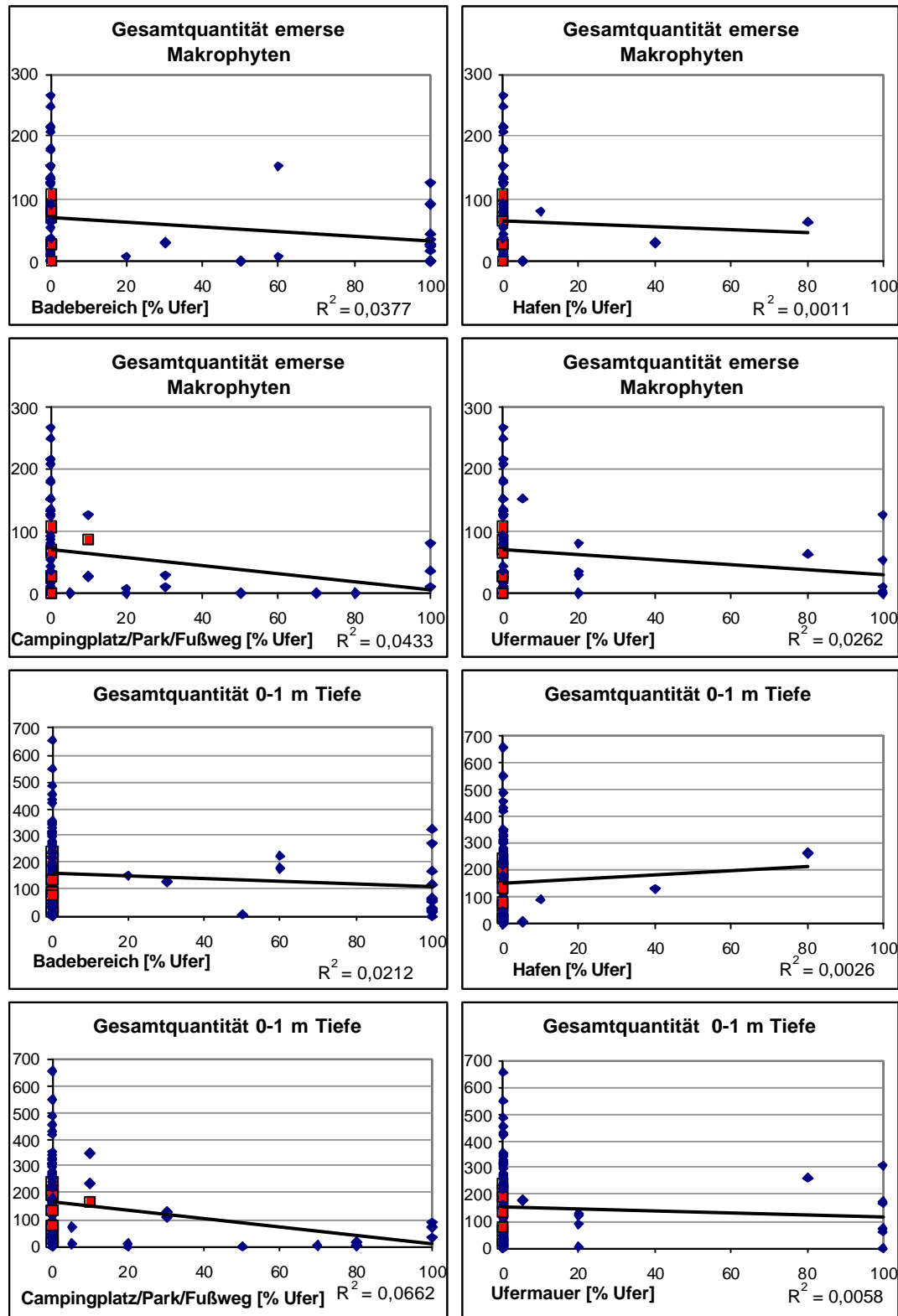
Anzahl

(Häufigkeit 1 – 5)

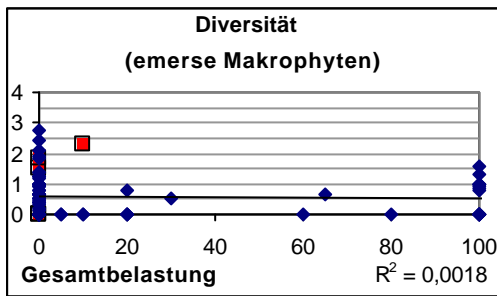
	Anzahl	Tiefenstufe	0-1	1-2	2-4	> 4
Zufluß (Graben, Bach, Fluß)		Trittschäden				
Einleiter (Drainage, Rohre)		Ankerbojen, Ankerschäden				
Boots- u. Badestege		Grundwasserzutritt				
Reusen, Netzanlagen		Müll, Unrat, Verunreinigungen				
Schwemmfächer		Teich- / Malermuschel (lebend)				
Hafen oder Steganlage		(tot)				
Alt- u. Totarme		Dreikantmuschel				
		Ophrydium				

3. Anmerkungen

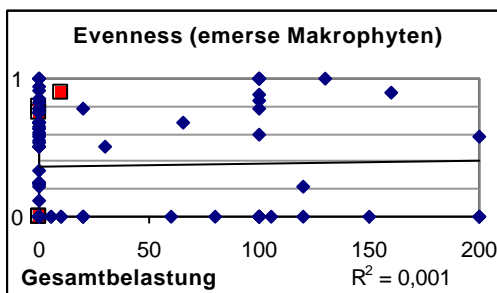
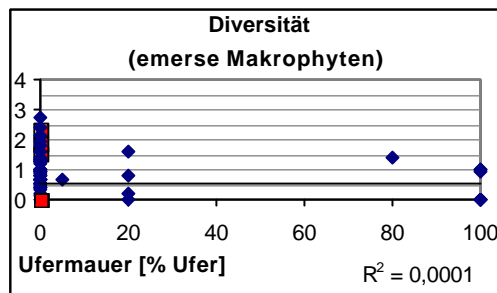
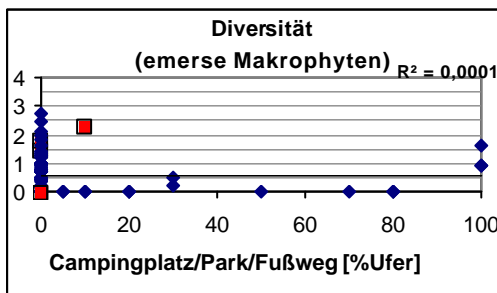
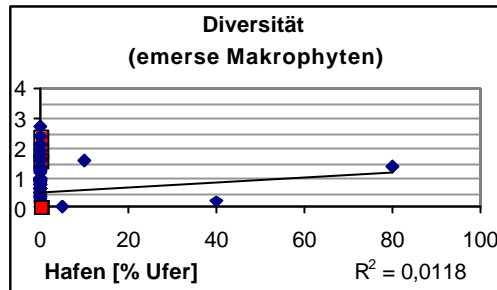
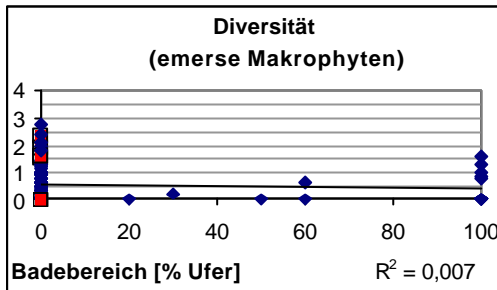
III - WEITERE BEISPIELE ZU ZUSAMMENHÄNGEN ZWISCHEN DEM VORKOMMEN VON FLACHWASSERARTEN UND AUSGEWÄHLTEN STRUKTURPARAMETERN (VGL. KAPITEL 5.2.2.)



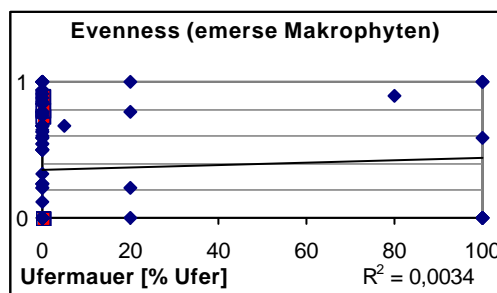
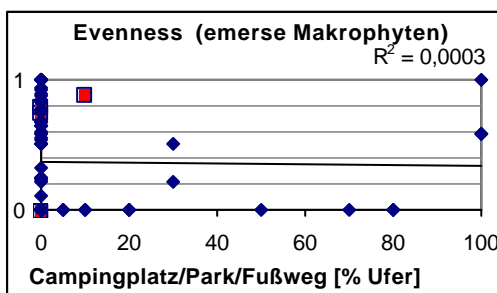
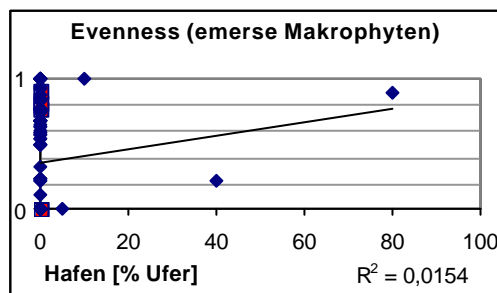
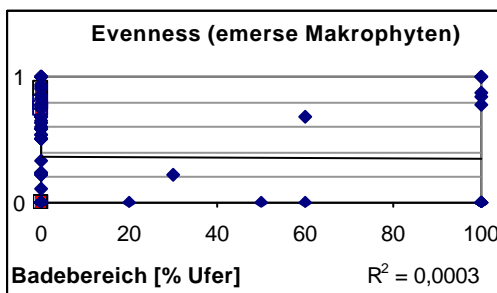
Typ AK(s): Zusammenhang zwischen Gesamtquantität der Helophyten und Nymphaeiden bzw. der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen ($N = 98$), ■ = Referenzstelle)

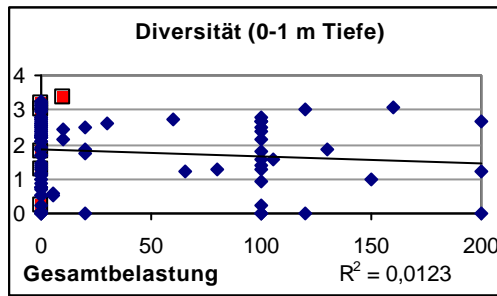


Typ AK(s): Zusammenhang zwischen der Diversität von Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 98, ■ = Referenzstelle)

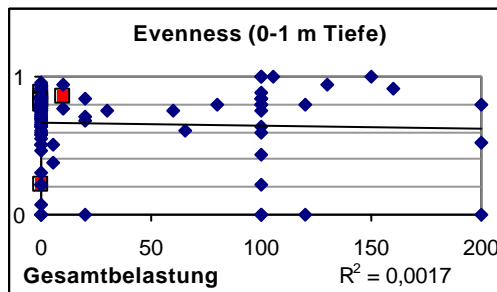
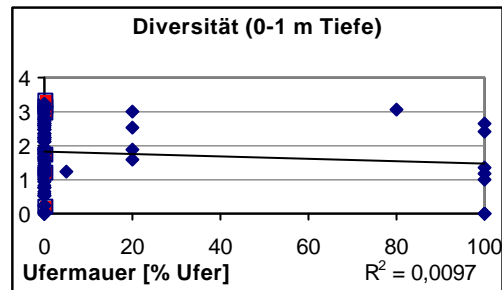
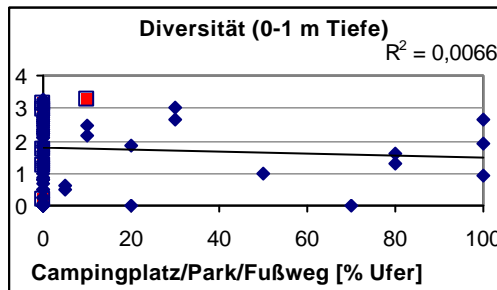
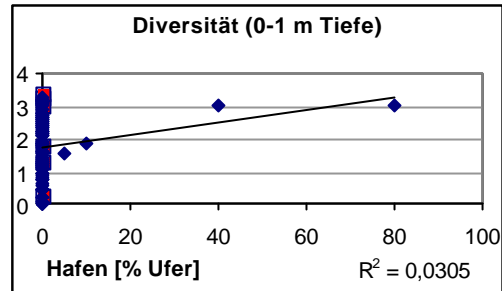
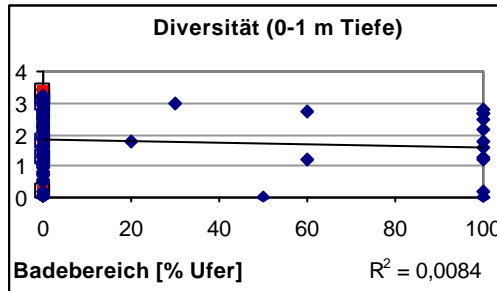


Typ AK(s): Zusammenhang zwischen der Evenness der emersen Makrophyten und der Belastung (alle Probestellen (N = 98, ■ = Referenzstelle)

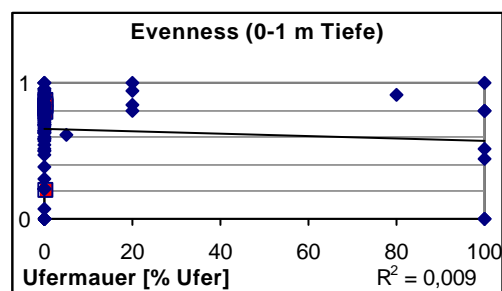
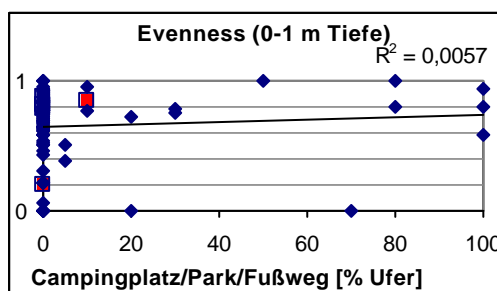
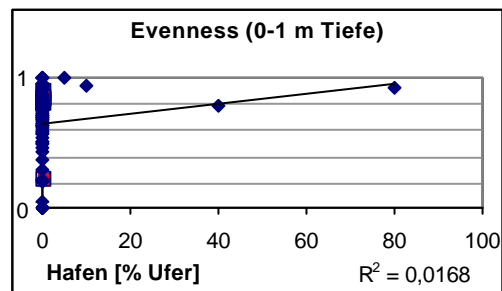
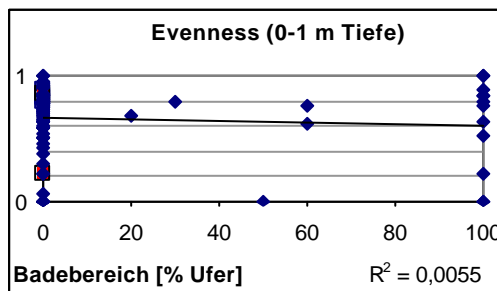


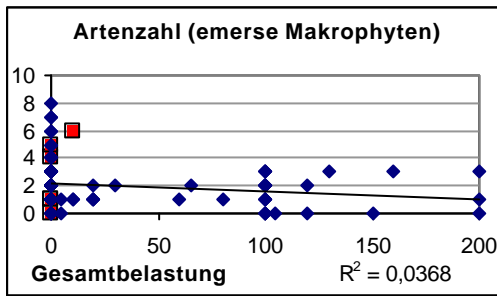


Typ AK(s): Zusammenhang zwischen der Diversität der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 98), ■ = Referenzstelle)

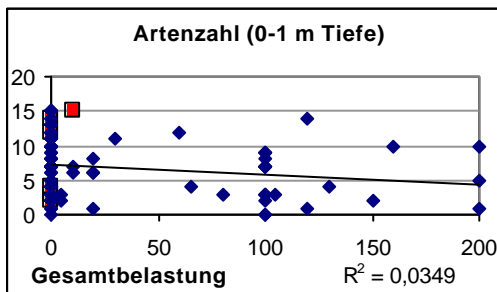
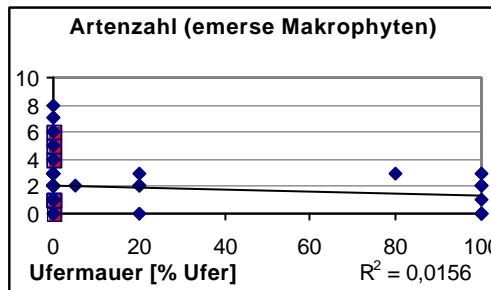
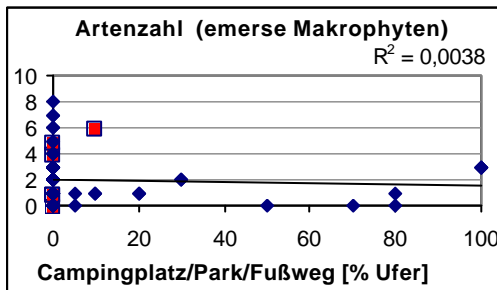
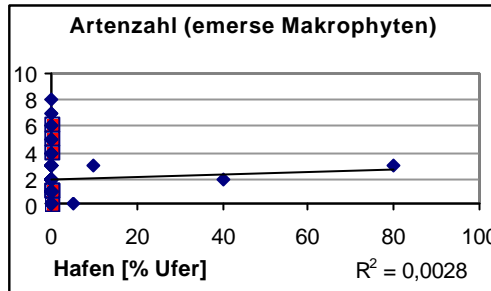
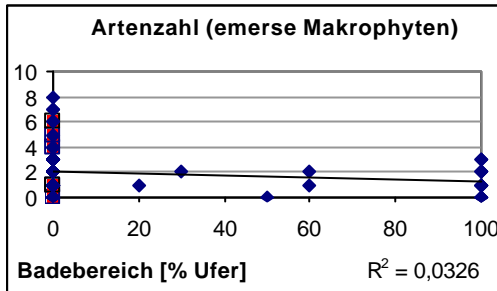


Typ AK(s): Zusammenhang zwischen der Evenness der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 98), ■ = Referenzstelle)

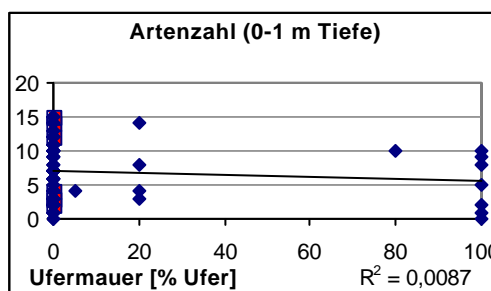
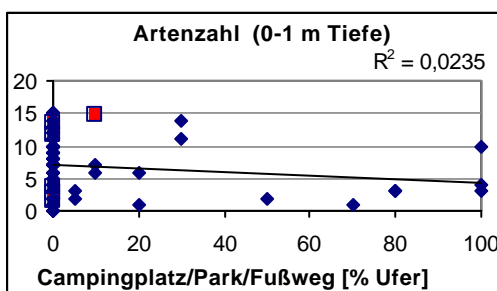
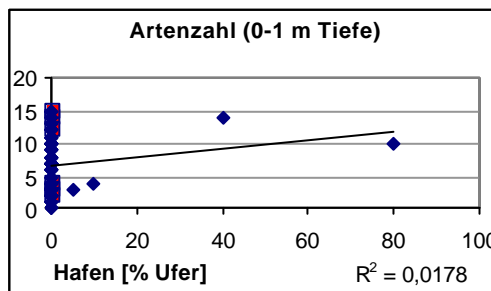
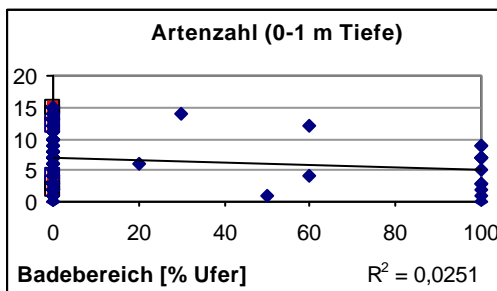


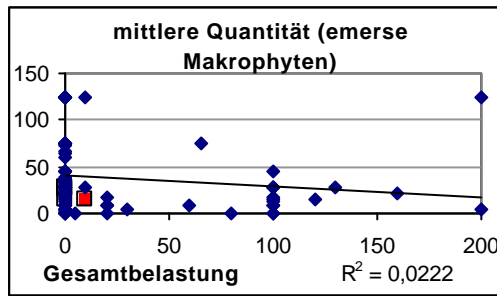


Typ AK(s): Zusammenhang zwischen der Artenzahl der Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 98),
■ = Referenzstelle)

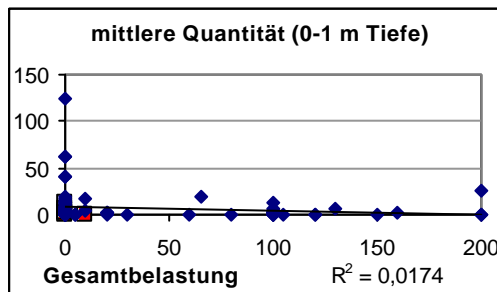
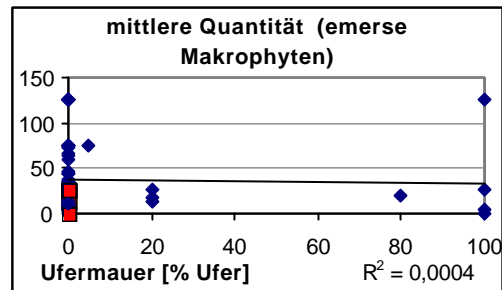
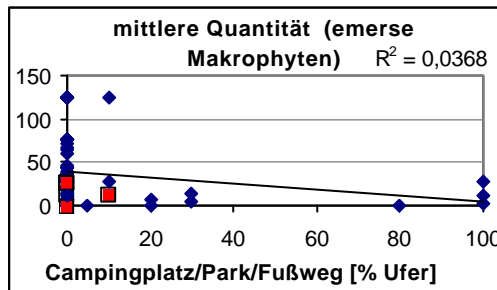
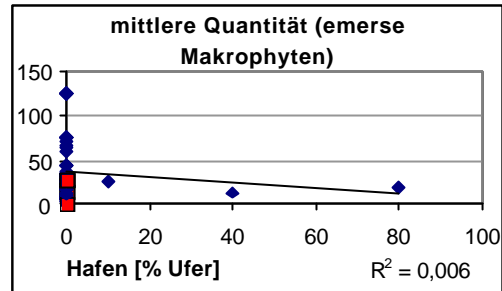
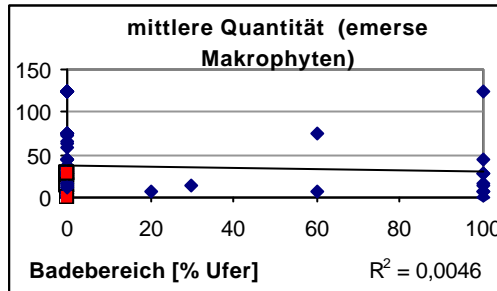


Typ AK(s): Zusammenhang zwischen der Artenzahl der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 98),
■ = Referenzstelle)

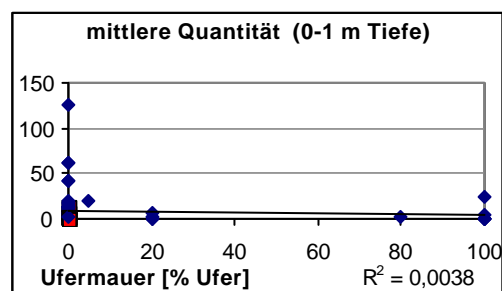
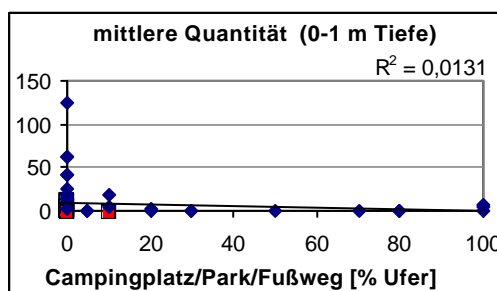
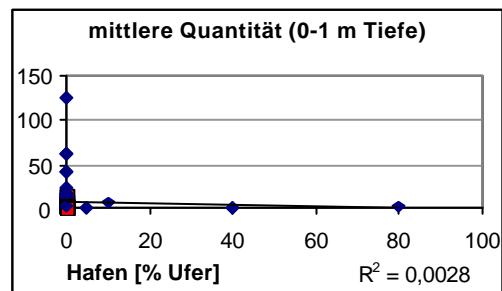
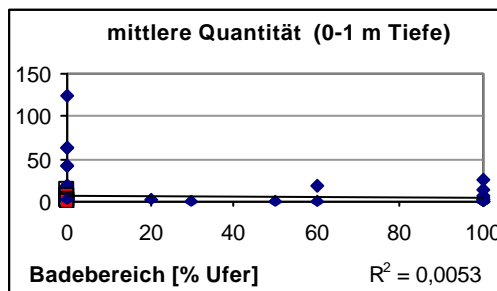


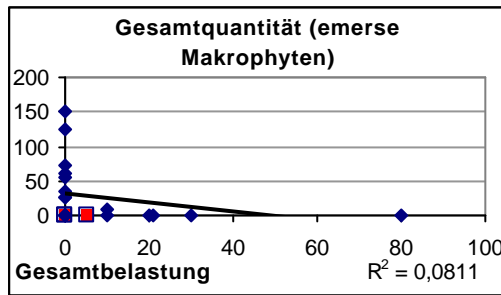


Typ AK(s): Zusammenhang zwischen der mittleren Quantität der Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 98), ■ = Referenzstelle)



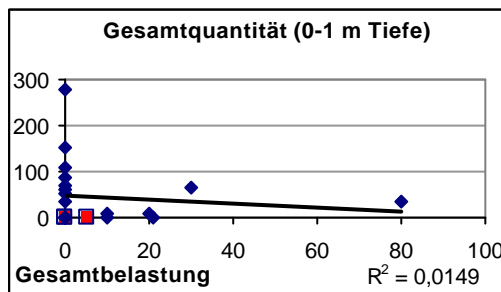
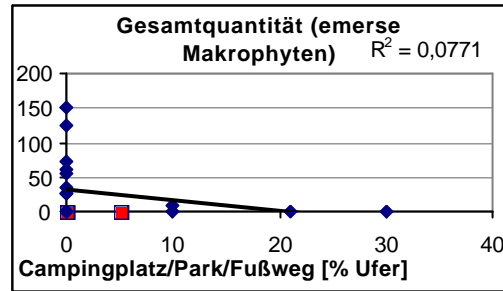
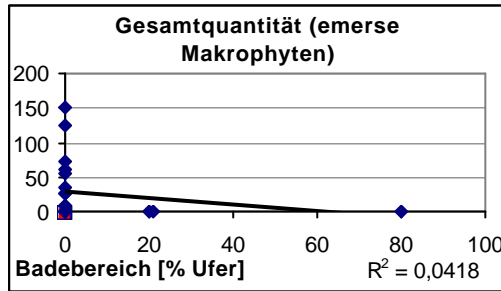
Typ AK(s): Zusammenhang zwischen der mittleren Quantität der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 98), ■ = Referenzstelle)



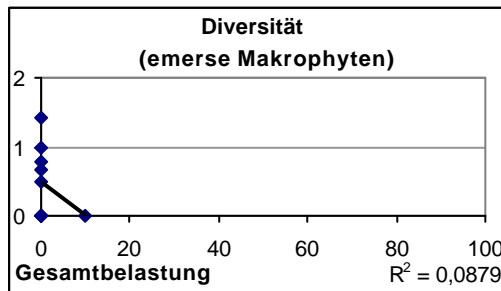
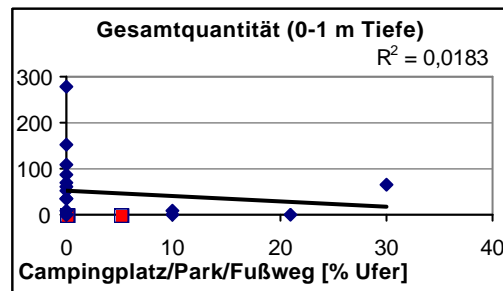
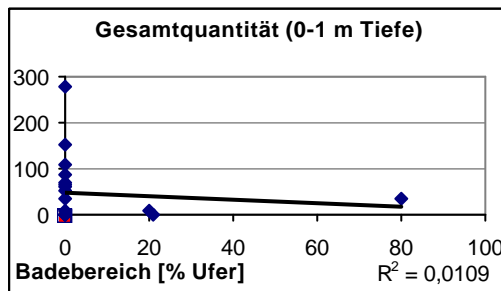


Typ MTS: Zusammenhang zwischen Gesamtquantität der Helophyten und der Belastung (alle Probestellen (N = 20), ■ = Referenzstelle)

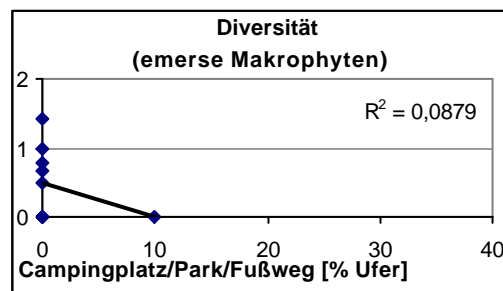
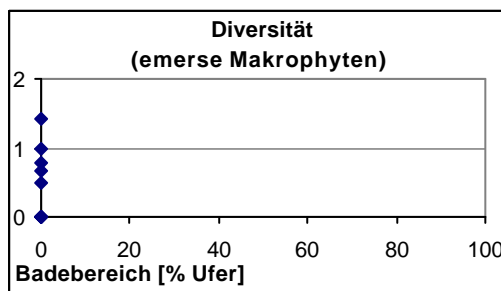
Anmerkung: Unter den untersuchten Stellen dieses Typs befanden sich keine Bereiche mit Ufermauer oder Hafen

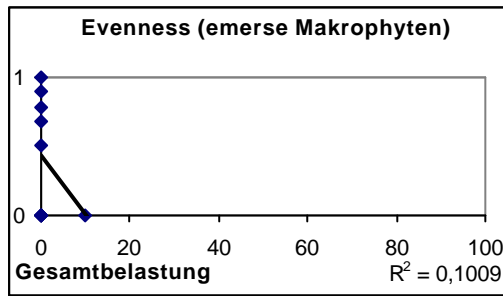


Typ MTS: Zusammenhang zwischen Gesamtquantität der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 20), ■ = Referenzstelle)

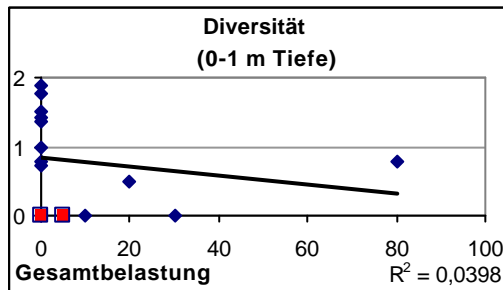
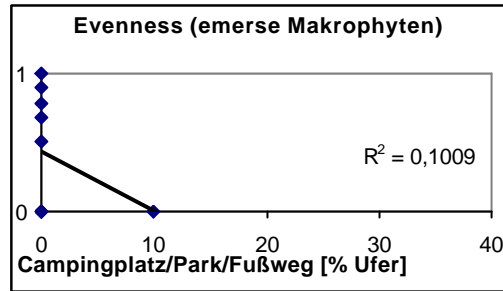
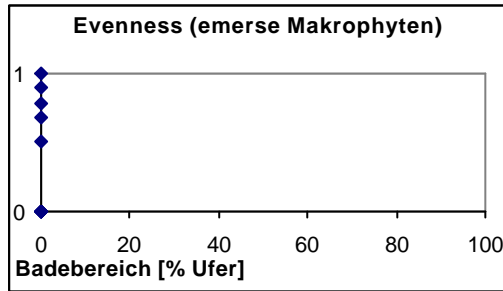


Typ MTS: Zusammenhang zwischen der Diversität von Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 20), ■ = Referenzstelle)

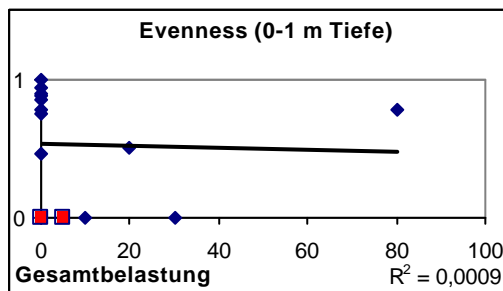
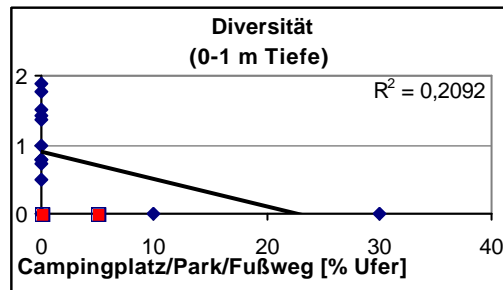
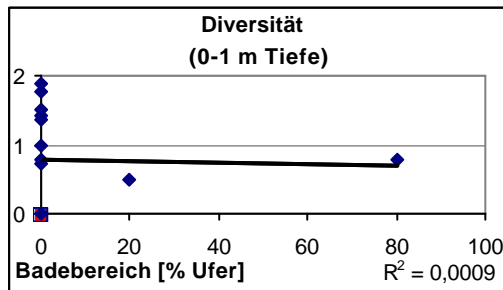




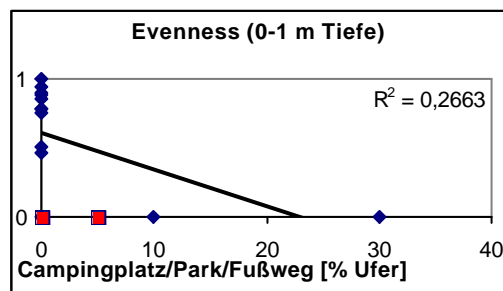
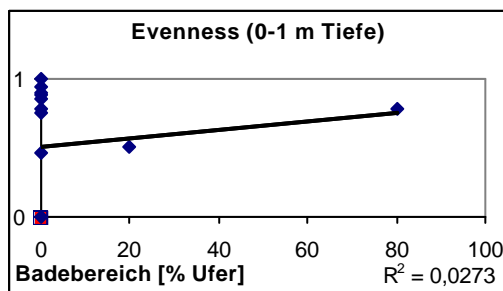
Typ MTS: Zusammenhang zwischen der Evenness von Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 20), ■ = Referenzstelle)

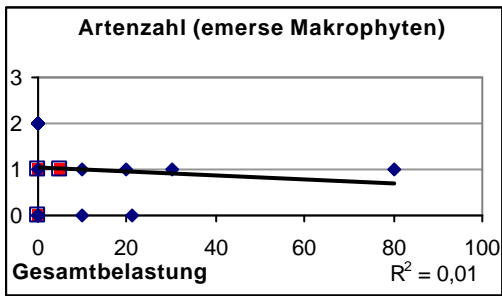


Typ MTS: Zusammenhang zwischen der Diversität der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 20), ■ = Referenzstelle)

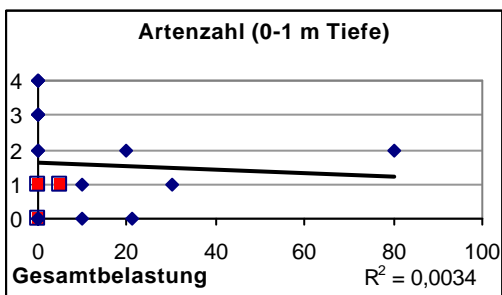
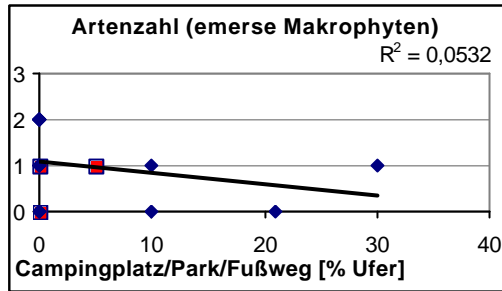
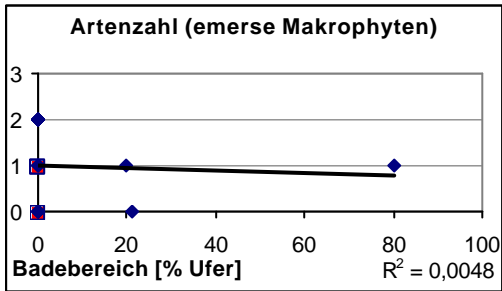


Typ MTS: Zusammenhang zwischen der Evenness der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 20), ■ = Referenzstelle)

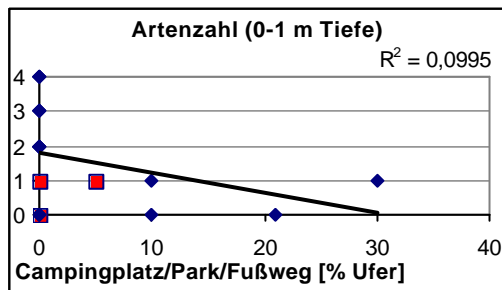
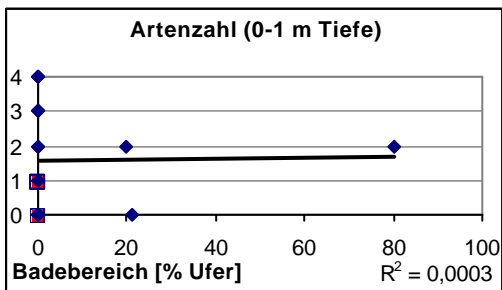


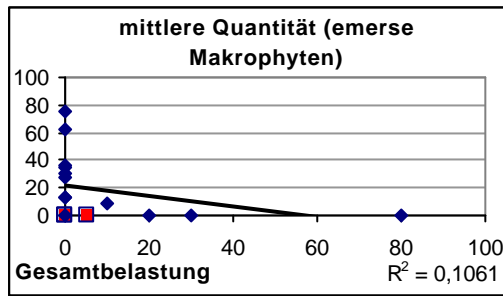


Typ MTS: Zusammenhang zwischen Artenzahl der Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 20), ■ = Referenzstelle)

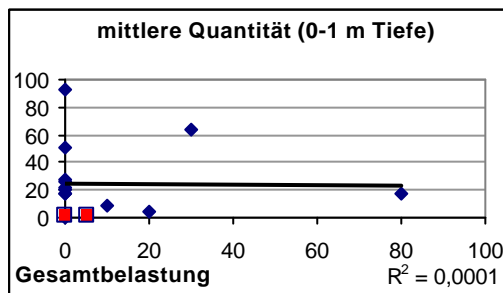
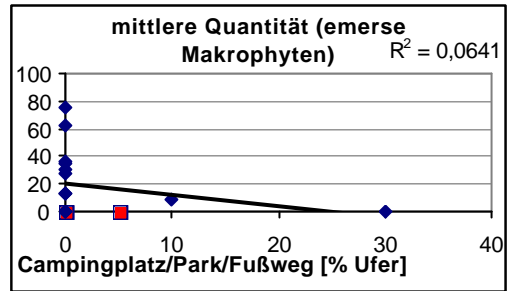
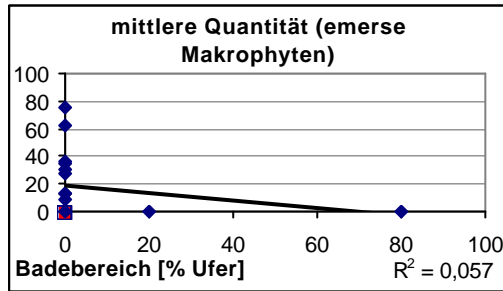


Typ MTS: Zusammenhang zwischen Artenzahl der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 20), ■ = Referenzstelle)

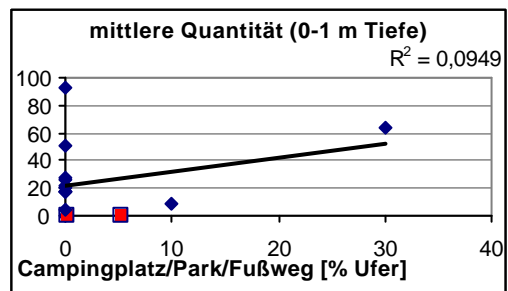
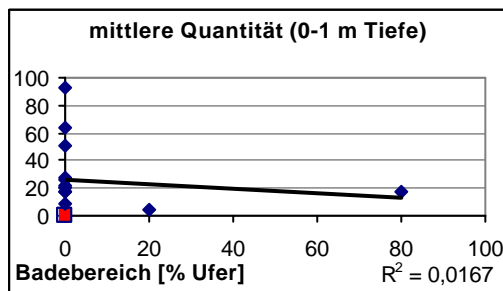


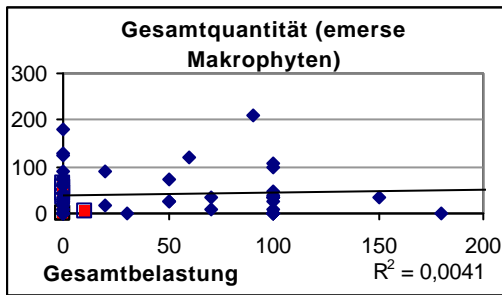


Typ MTS: Zusammenhang zwischen der mittleren Quantität der Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 20), ■ = Referenzstelle)

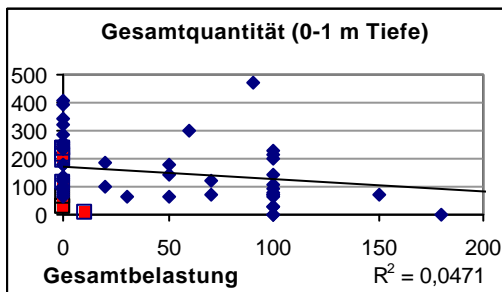
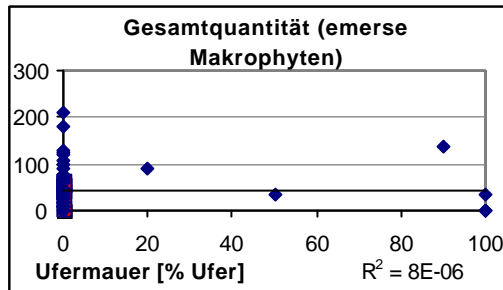
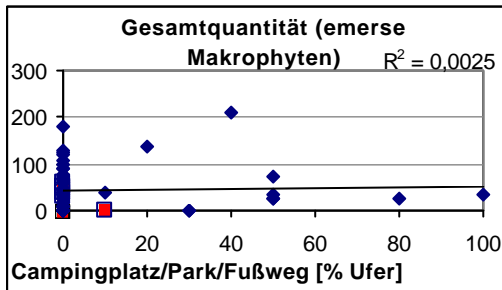
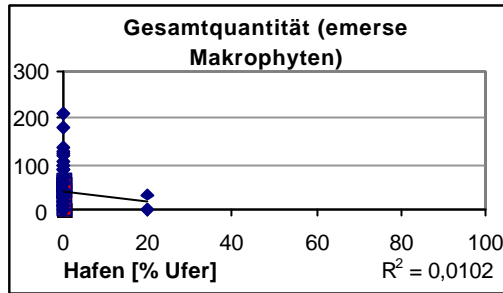
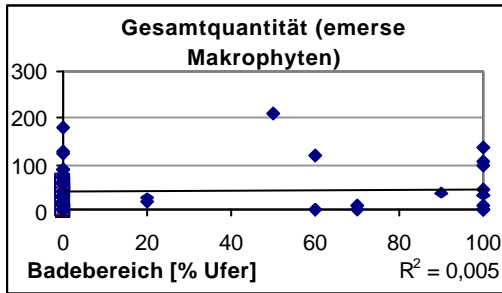


Typ MTS: Zusammenhang zwischen der mittleren Quantität der ersten Tiefens-tufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 20), ■ = Referenzstelle)

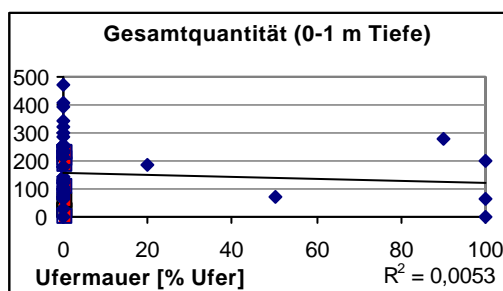
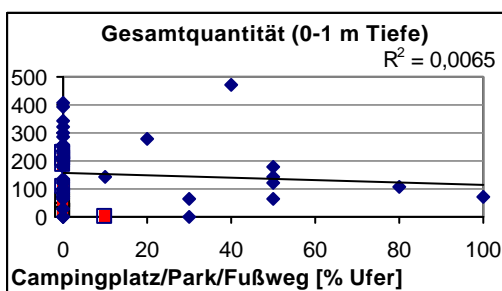
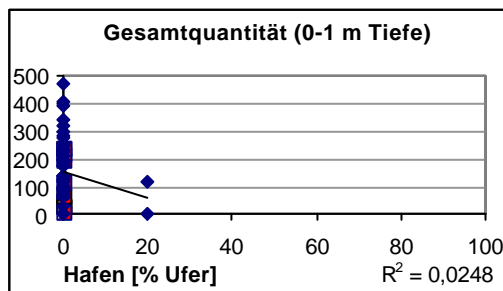
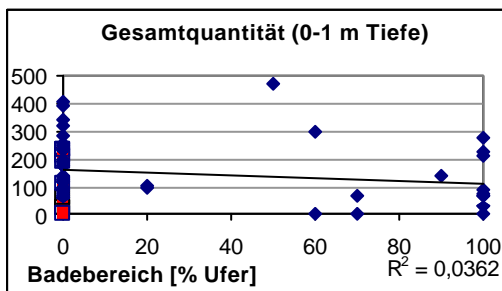


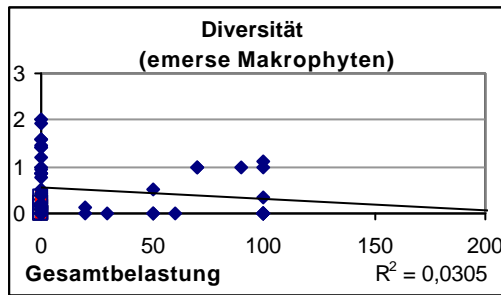


Typ TKg: Zusammenhang zwischen der Gesamtquantität der Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 62), ■ = Referenzstelle)

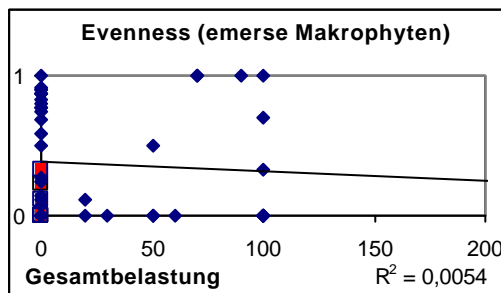
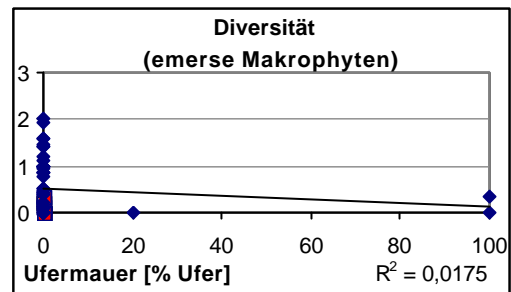
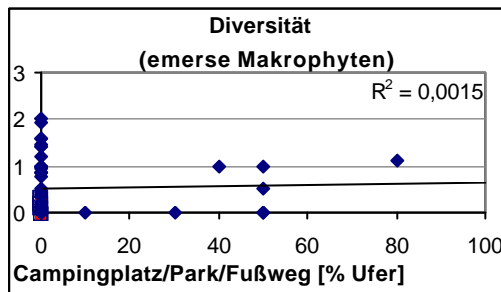
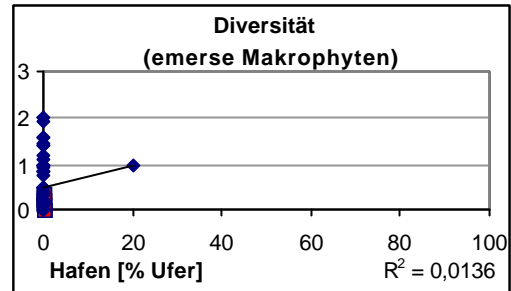
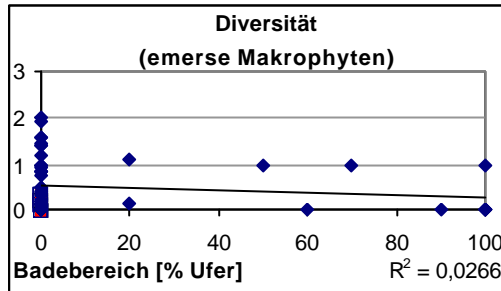


Typ TKg: Zusammenhang zwischen der Gesamtquantität der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 62), ■ = Referenzstelle)

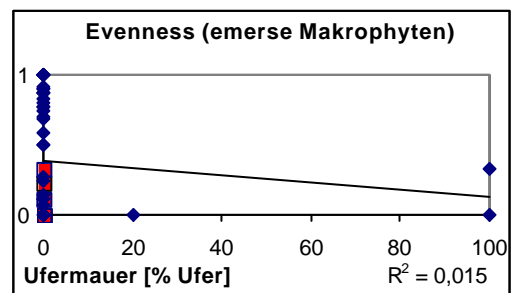
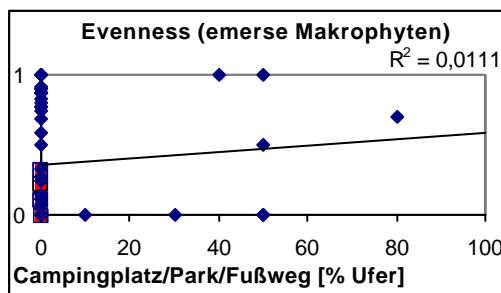
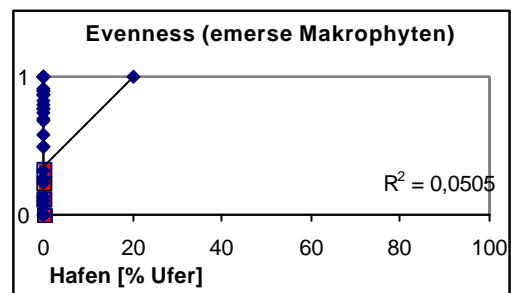
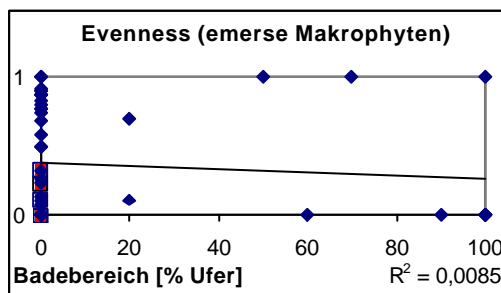


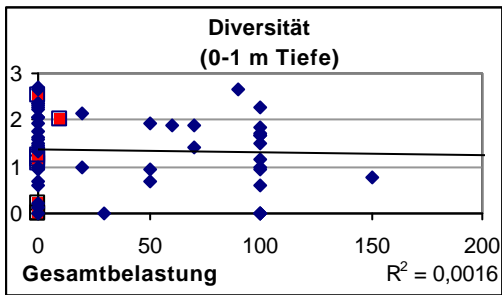


Typ TKg: Zusammenhang zwischen der Diversität von Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 62), ■ = Referenzstelle)

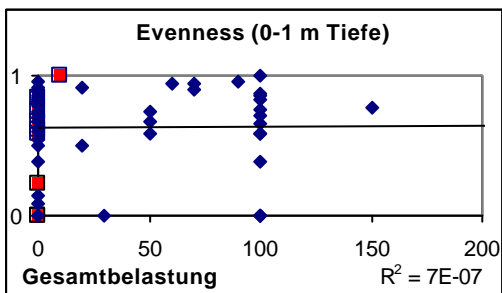
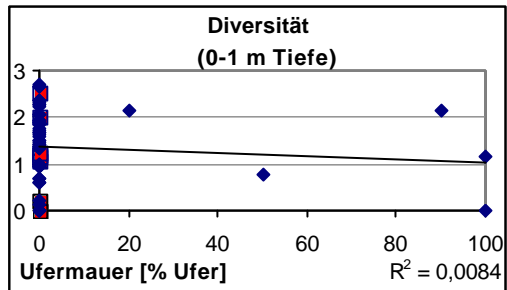
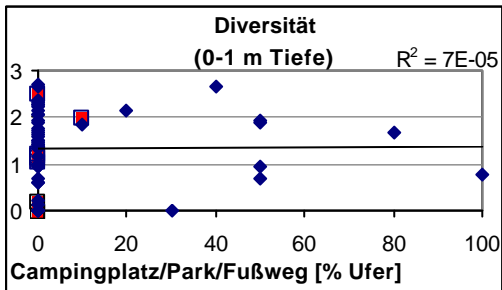
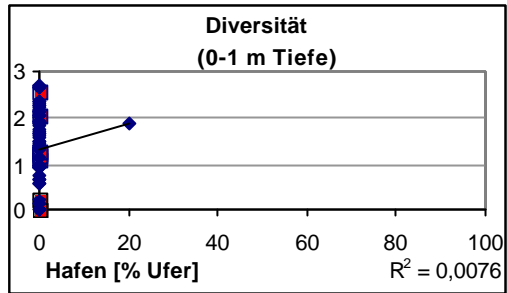
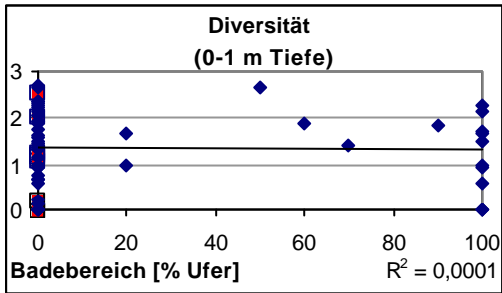


Typ TKg: Zusammenhang zwischen der Evenness von Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 62), ■ = Referenzstelle)

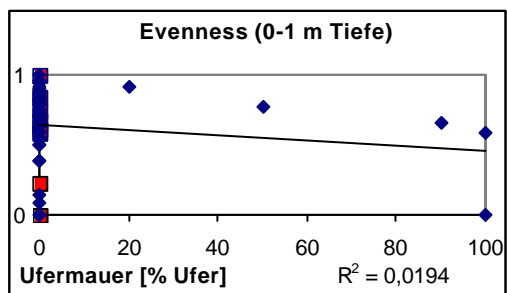
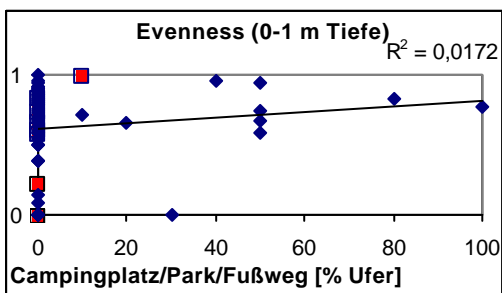
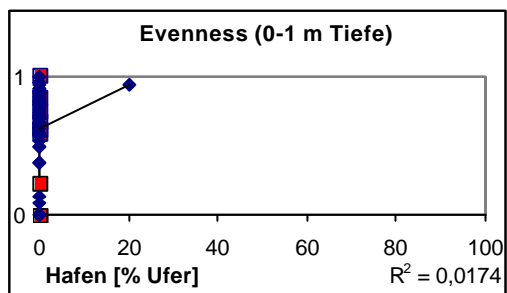
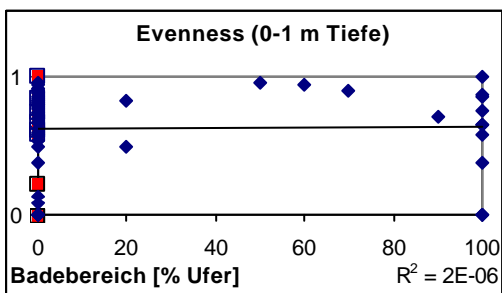


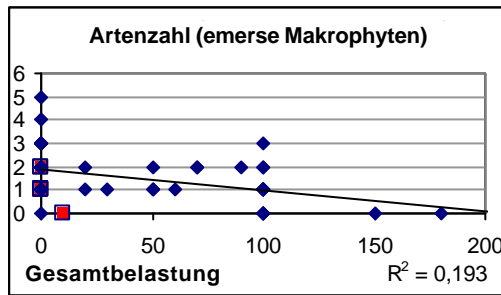


Typ TKg: Zusammenhang zwischen der Diversität der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 62), ■ = Referenzstelle)

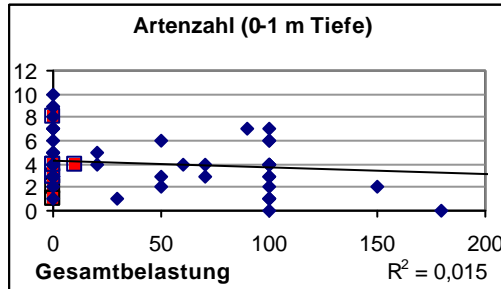
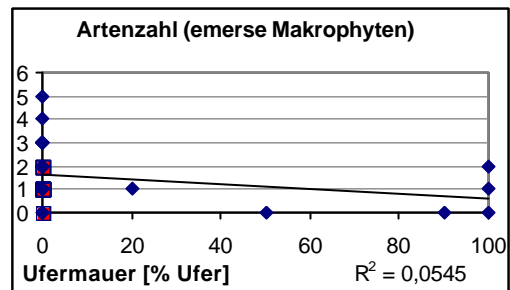
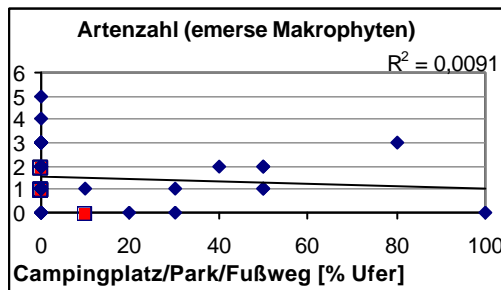
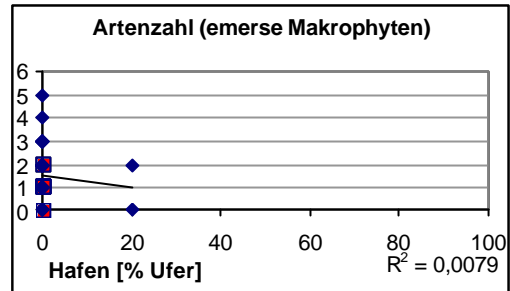
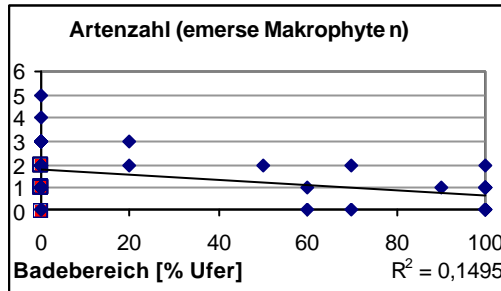


Typ TKg: Zusammenhang zwischen der Evenness der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 62), ■ = Referenzstelle)

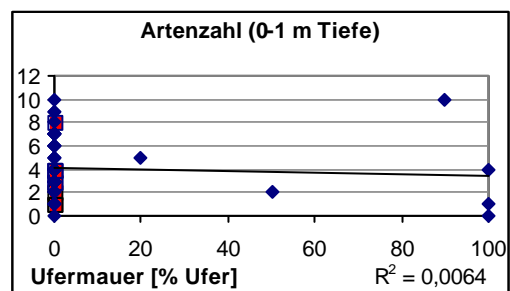
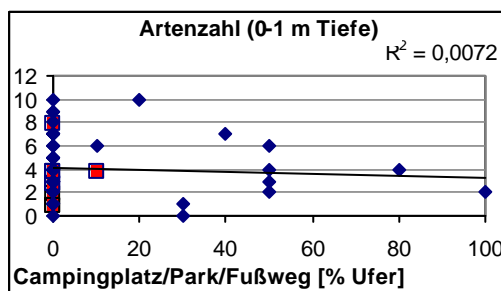
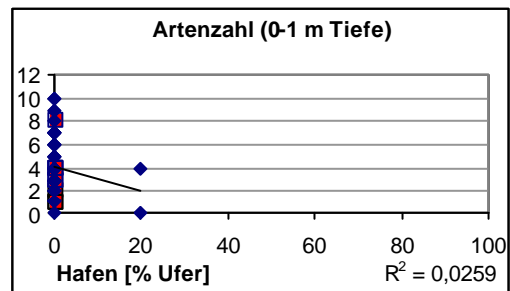
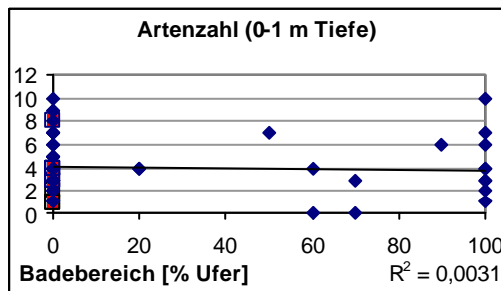


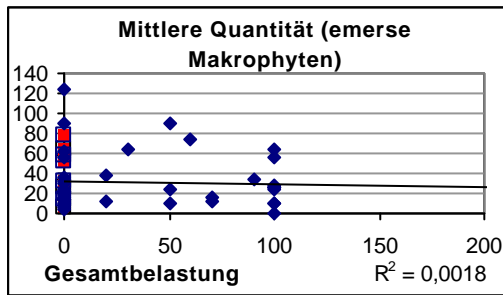


Typ TKg: Zusammenhang zwischen der Artenzahl der Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 62), ■ = Referenzstelle)

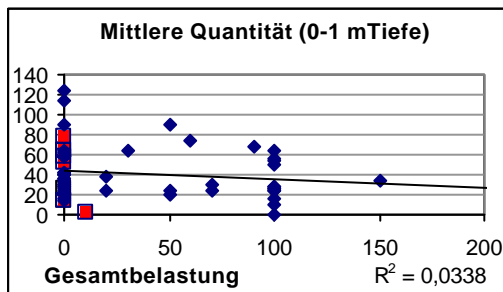
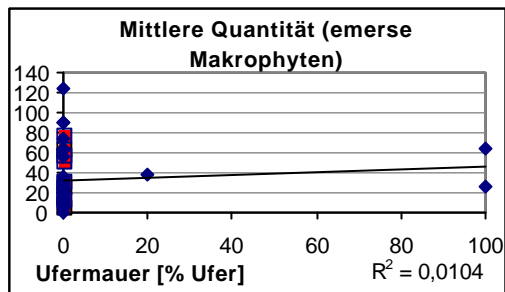
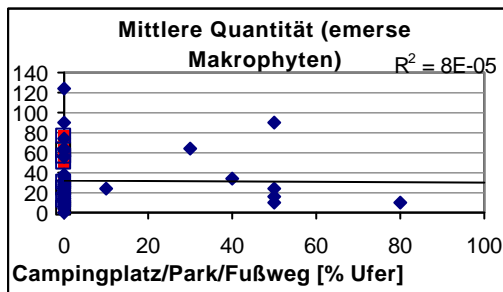
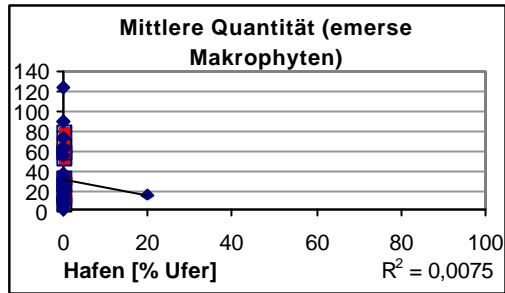
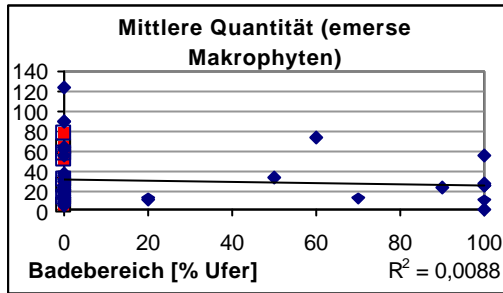


Typ TKg: Zusammenhang zwischen der Artenzahl der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 62), ■ = Referenzstelle)

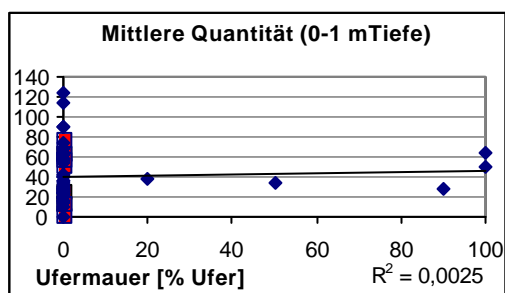
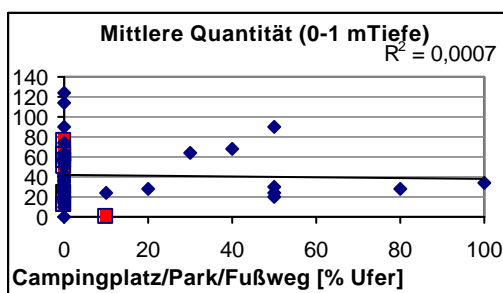
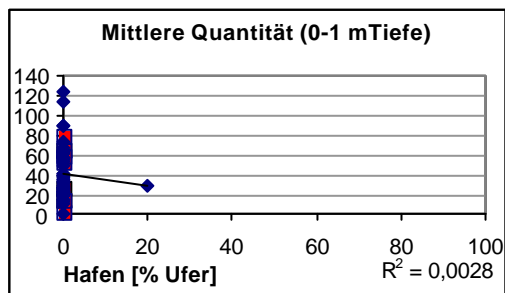
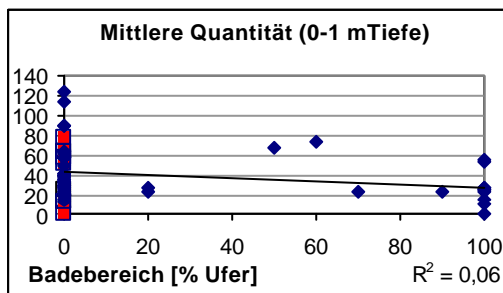


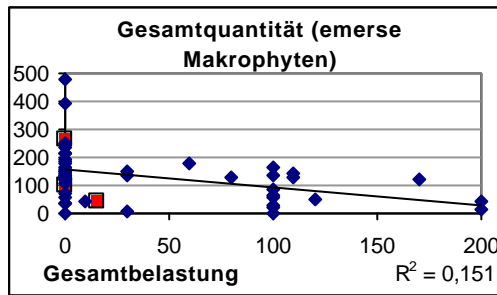


Typ TKg: Zusammenhang zwischen der mittleren Quantität der Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 62), ■ = Referenzstelle)

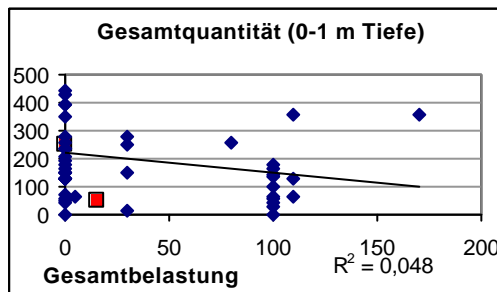
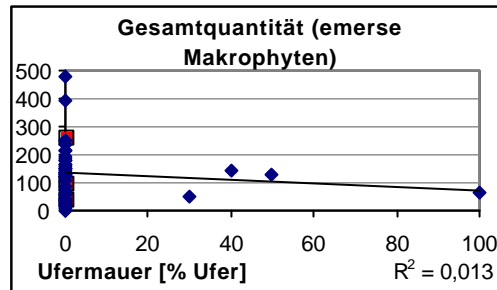
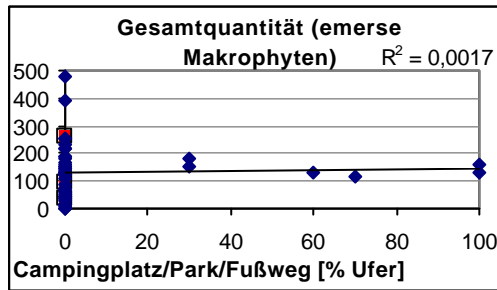
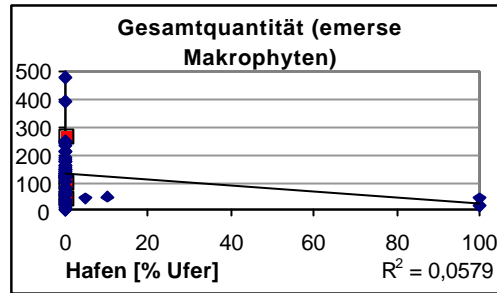
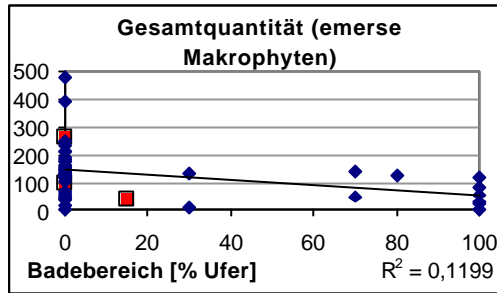


Typ TKg: Zusammenhang zwischen der mittleren Quantität der ersten Tiefens-tufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 62), ■ = Referenzstelle)

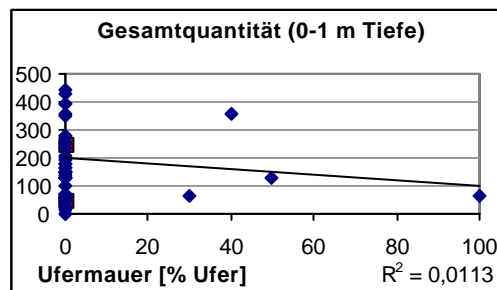
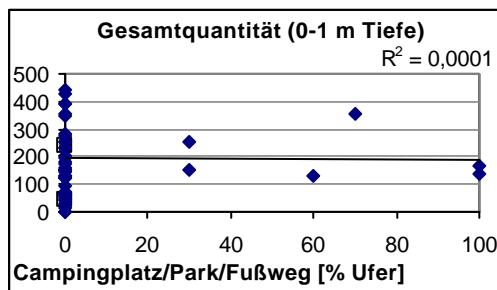
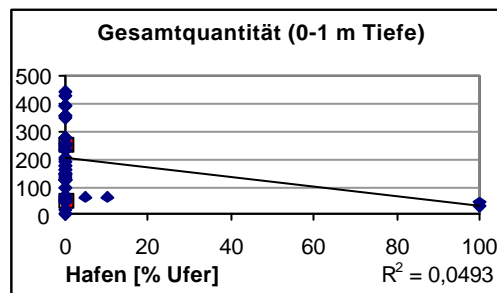
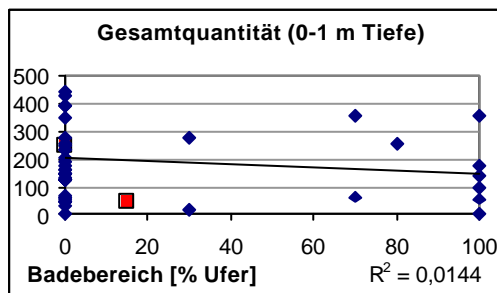


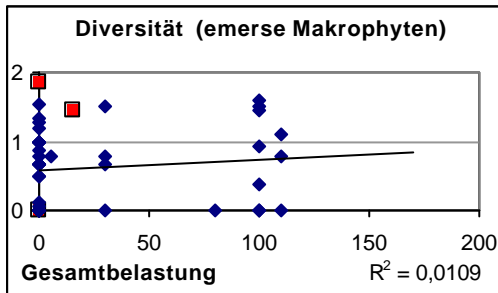


Typ TKp: Zusammenhang zwischen der Gesamtquantität der Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 51), ■ = Referenzstelle)

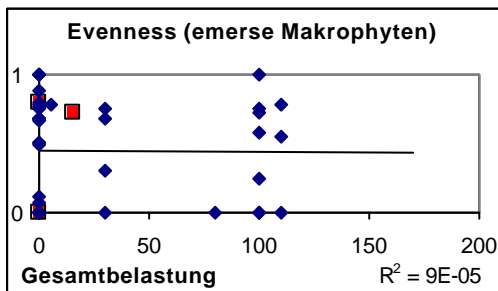
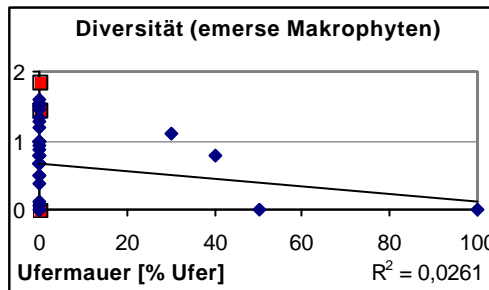
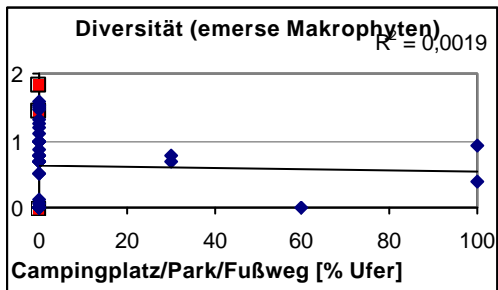
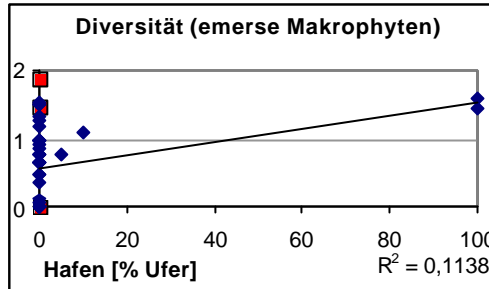
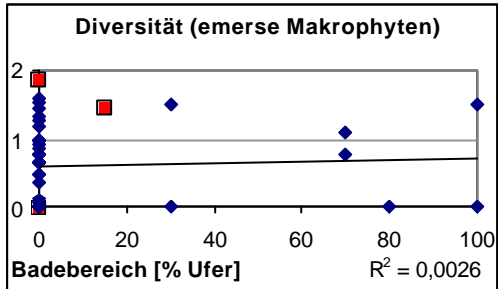


Typ TKp: Zusammenhang zwischen der Gesamtquantität der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 51), ■ = Referenzstelle)

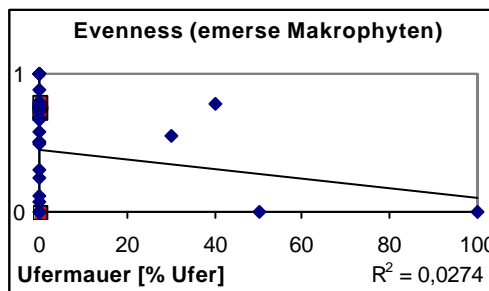
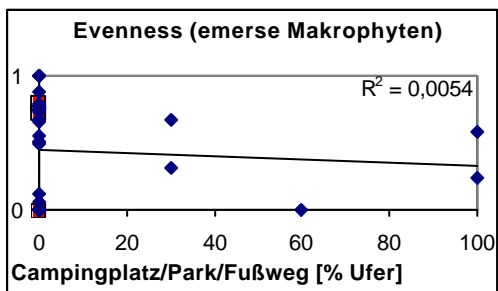
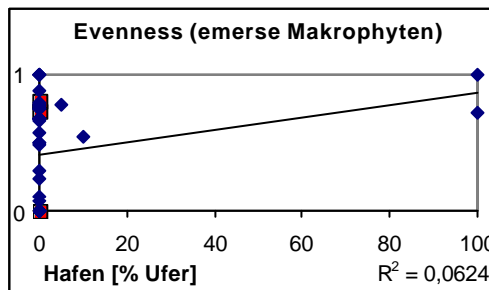
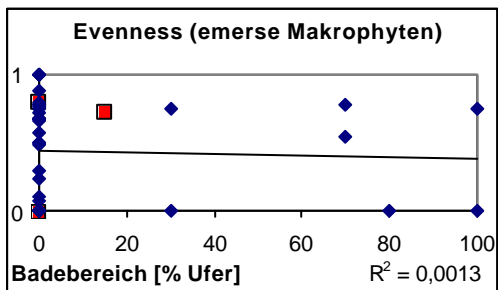


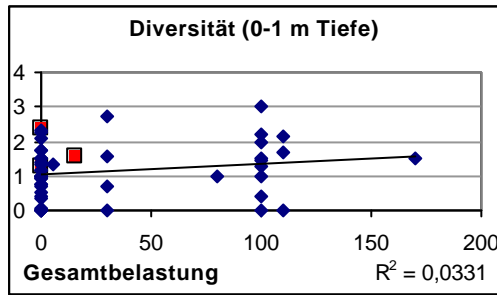


Typ TKp: Zusammenhang zwischen der Diversität von Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 51),
■ = Referenzstelle)

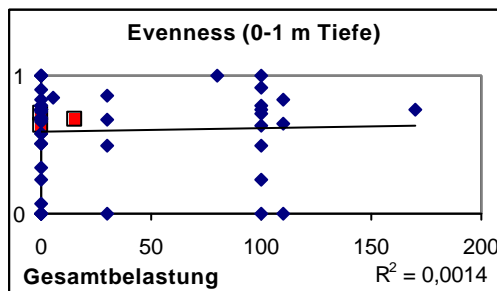
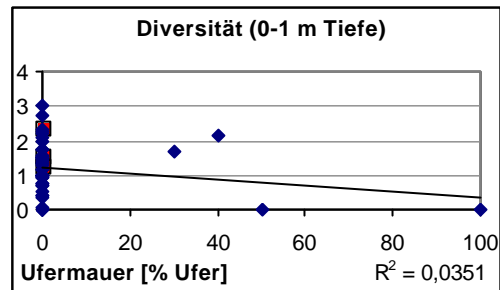
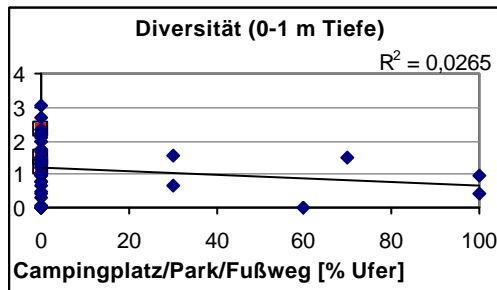
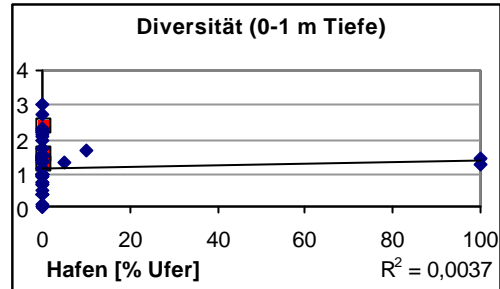
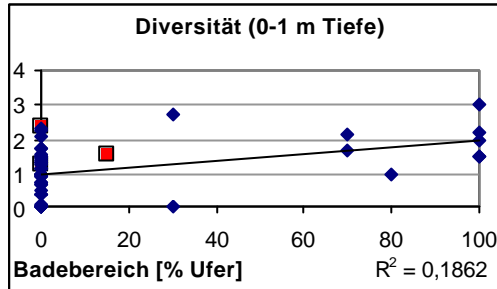


Typ TKp: Zusammenhang zwischen der Evenness von Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 51),
■ = Referenzstelle)

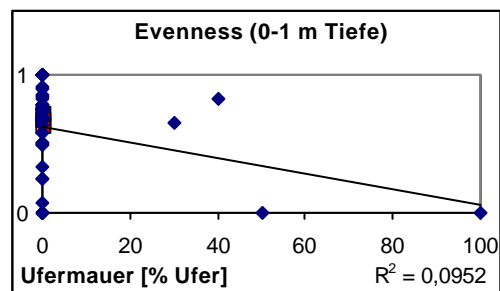
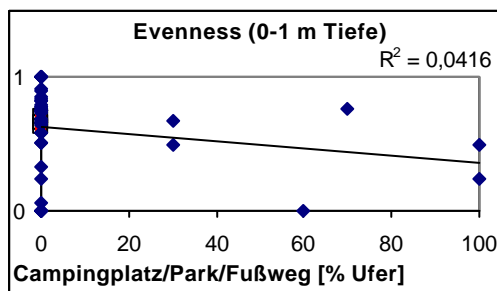
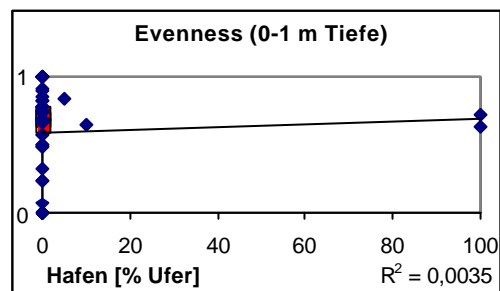
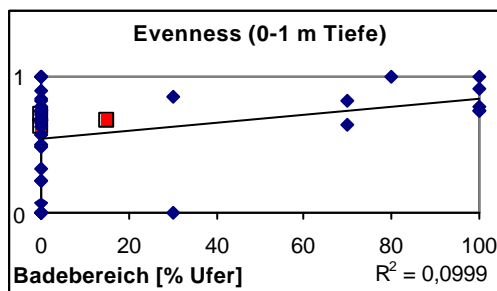


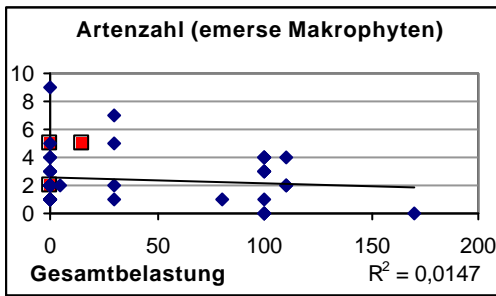


Typ TKp: Zusammenhang zwischen der Diversität der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 51), ■ = Referenzstelle)

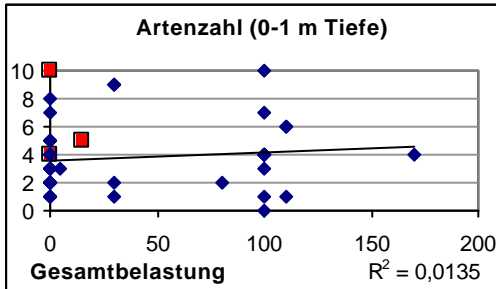
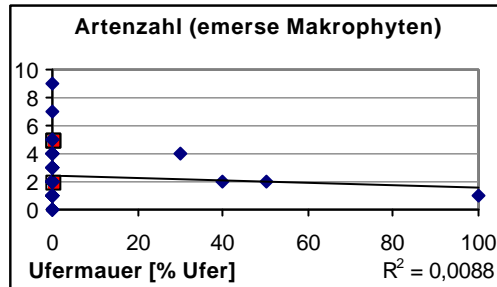
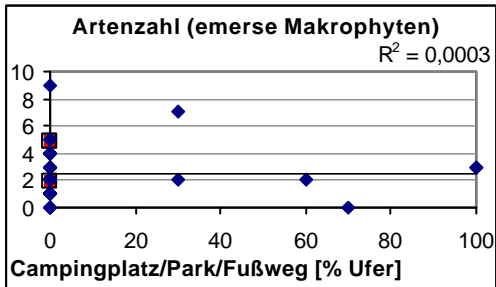
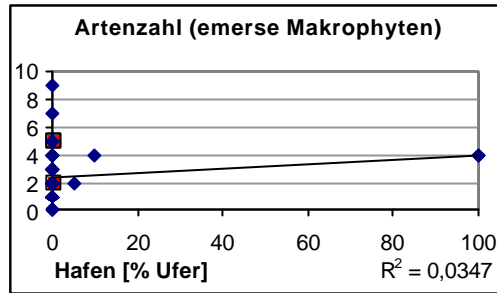
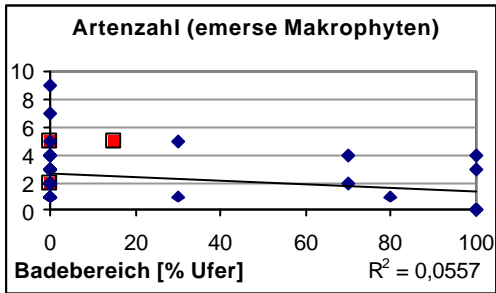


Typ TKp: Zusammenhang zwischen der Evenness der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 51), ■ = Referenzstelle)

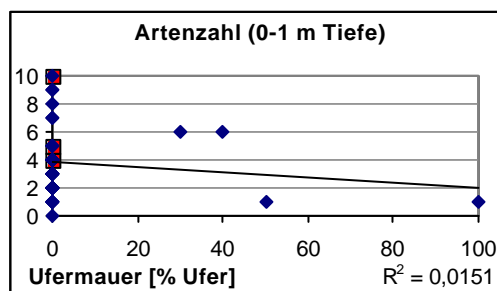
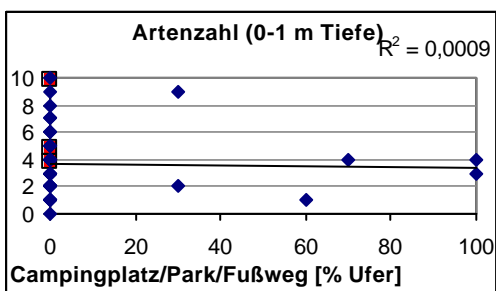
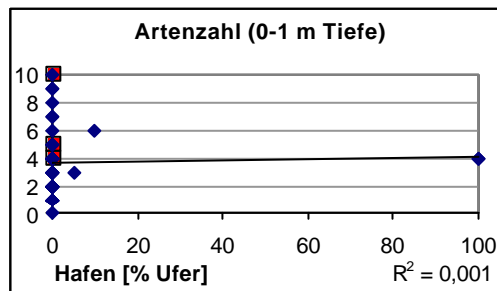
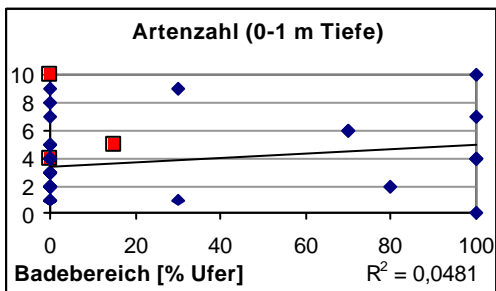


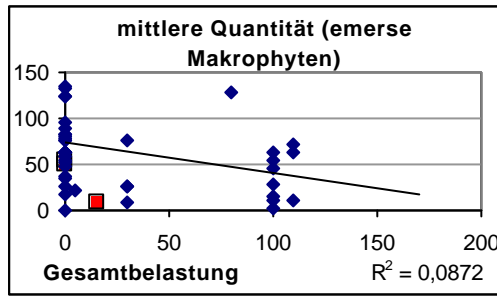


Typ TKp: Zusammenhang zwischen der Artenzahl der Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 51), ■ = Referenzstelle)

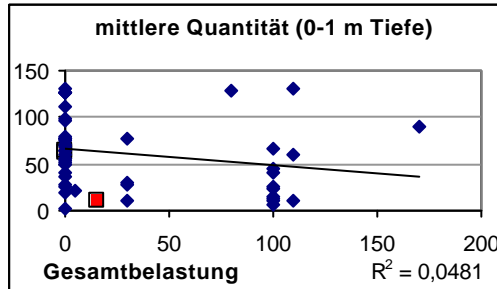
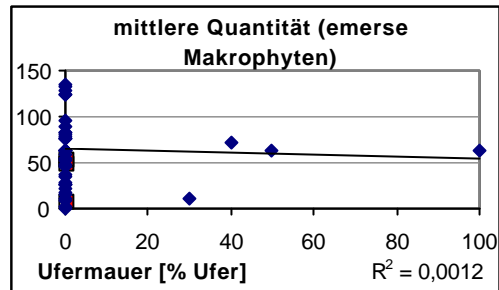
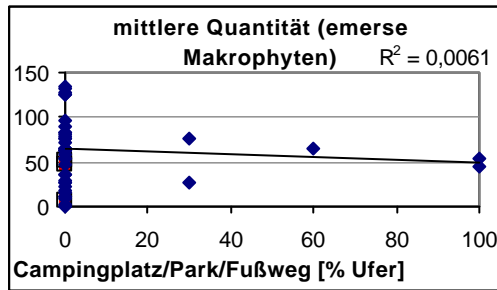
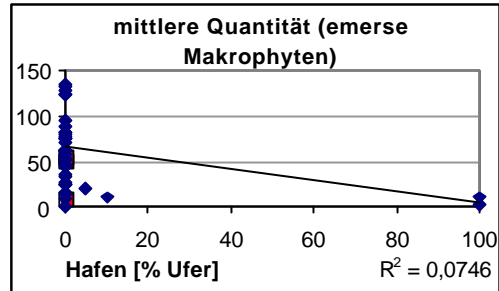
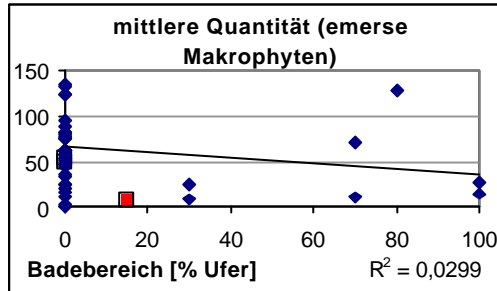


Typ TKp: Zusammenhang zwischen der Artenzahl der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 51), ■ = Referenzstelle)

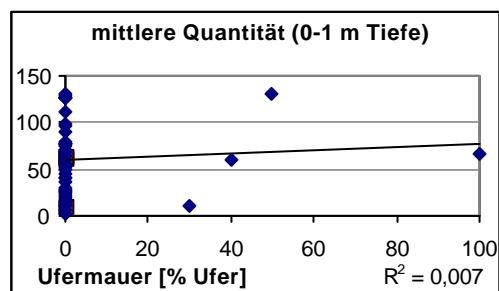
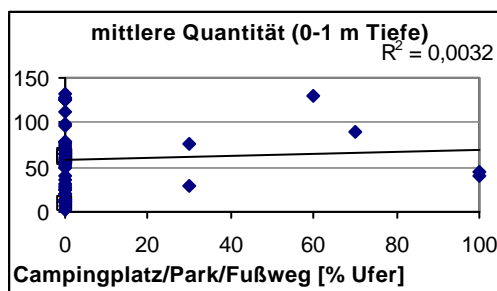
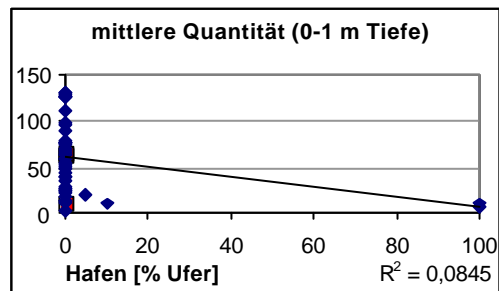
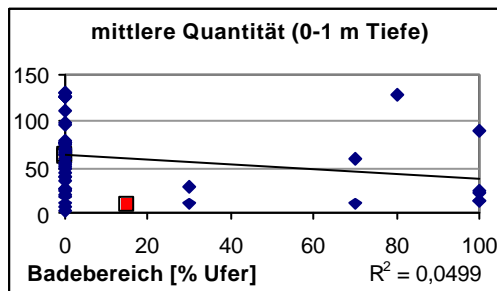




Typ TKp: Zusammenhang zwischen der mittleren Quantität der Helophyten und Nymphaeiden und der Belastung (alle Probestellen (N = 51),
 ■ = Referenzstelle)



Typ TKp: Zusammenhang zwischen der mittleren Quantität der ersten Tiefenstufe und der Belastung (alle Probestellen (N = 51),
 ■ = Referenzstelle)



IV – VERZEICHNIS DER INDIKATIVEN ARTEN

Zuordnung der Arten zu den Artengruppen (Gattungen mit „sp.“ werden immer exklusive der in anderen Gruppen eingeordneten Arten betrachtet)

Art	AK(s)	MTS	TKg	TKp
Bryophyta	B	B	B	B
Callitriche palustris L.		A		
Callitriche sp.	B			
Ceratophyllum demersum L.	C	C	B	B
Ceratophyllum submersum L.			C	B
Chara aspera Detharding ex Willdenow	A	B	A	A
Chara contraria A. Braun ex Kützing	B	B	B	A
Chara delicatula Agardh	A	A	A	A
Chara denudata A. Braun	B			
Chara filiformis Hertzsch			A	
Chara globularis Thuillier	B	B	B	A
Chara hispida L.	A		A	A
Chara intermedia A. Braun	A		A	A
Chara polyacantha A. Braun	A			
Chara rudis A. Braun ex Leonhardi	A		A	A
Chara strigosa A. Braun	A			
Chara tormentosa L.	A		A	A
Chara vulgaris L.	B		B	A
Elatine hexandra (Lapierre) DeCandolle		A		
Elatine hydropiper L. em. Oeder		A		
Eleocharis acicularis (L.) Roemer et Schultes	B	A		
Elodea canadensis Michaux fil.	C	C	C	B
Elodea nuttallii (Planchon) Caspary	C	C	C	B
Hippuris vulgaris L.	C		B	B
Isoëtes echinospora Durieu		A		
Isoëtes lacustris L.		A		
Juncus bulbosus L. f. fluitans		B		
Lemna minor L.	C	C	C	B
Lemna trisulca L.	C	C	C	B
Littorella uniflora (L.) Ascherson	A	A	A	
Lobelia dortmanna L.		A		
Myriophyllum alterniflorum DeCandolle ex Lamarck et DeCandolle	B	A	A	A
Myriophyllum spicatum L.	B	C	B	B
Myriophyllum verticillatum L.	B	C	B	A
Najas flexilis (Willdenow) Rostkovius et J.K. Schmidt	B			
Najas marina L.	B		B	B
Nitella flexilis (L.) Agardh	B	B	A	A

Art	AK(s)	MTS	TKg	TKp
Nitella gracilis (Smith) Agardh		A		
Nitella mucronata (A. Braun) Miquel	B	C	B	B
Nitella opaca (Bruzelius) Agardh	A	A	A	A
Nitella syncarpa (Thuillier) Chevallier	A	A		
Nitella translucens (Persoon) Agardh		A		
Nitellopsis obtusa (Desvaux ex Loiseleur-Deslongchamps) J. Groves	B		A	A
Potamogeton acutifolius Link ex Roemer et Schultes			C	A
Potamogeton alpinus Balbis	A			
Potamogeton berchtoldii Fieber ex Berchtold et Opiz	B	B	B	A
Potamogeton coloratus Hornemann	A			
Potamogeton compressus L.	C		C	A
Potamogeton crispus L.	C	C	C	B
Potamogeton crispus x perfoliatus	B		C	B
Potamogeton filiformis Persoon	A	B	A	A
Potamogeton friesii Ruprecht	C	C	C	B
Potamogeton gramineus L.	A	A	A	A
Potamogeton lucens L.	C	B	B	A
Potamogeton obtusifolius Mertens et Koch	C		B	A
Potamogeton pectinatus L.	C	C	B	B
Potamogeton perfoliatus L.	B		B	B
Potamogeton polygonifolius Pourret de Figeac		A		
Potamogeton praelongus Wulfen	B	B	A	A
Potamogeton pusillus L. em. Fries	C	C	B	B
Potamogeton rutilus Wolfgang			A	A
Potamogeton x nitens Weber	B		A	A
Potamogeton x zizii Koch ex Roth	A		A	A
Ranunculus peltatus Schrank		B		
Ranunculus reptans L.	B			
Ranunculus Subgenus Batrachium	C	C	C	B
Sagittaria sagittifolia L.	C	C	C	B
Spirodela polyrhiza (L.) Schleiden	C	C	C	B
Stratiotes aloides L. f. submersa Glück	B		A	A
Tolypella glomerata (Desvaux ex Loiseleur-Deslongchamps) Leonhardi	B		A	A
Utricularia australis R. Brown	A	B	B	A
Utricularia intermedia Hayne		A	A	A
Utricularia minor L.	A	A	A	A
Utricularia ochroleuca Hartman		A		
Utricularia vulgaris L.		B	A	A
Utricularia stygia Thor.	A			
Zannichellia palustris L.	C	C	C	B

V – STATISTISCHE TESTS

Korrespondenzanalyse zur Erstellung der Typologie (Kapitel 5.1.2)

Analysing 95 variables x 32 cases

Tolerance of eigenanalysis set at 1E-7

Scores scaled by sample

Residual of calculations for axis 16 exceeds tolerance. Accuracy of results is suspect.

Eigenvalues

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Axis 5
Eigenvalues	0,849	0,696	0,534	0,447	0,411
Percentage	13,537	11,094	8,516	7,128	6,549
Cum. Percentage	13,537	24,63	33,146	40,274	46,823

CA case scores

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Axis 5
Feldsee 1	3,738	0,439	-0,476	0,112	0,231
Koenigssee 19	-0,454	1,355	-0,207	0,049	-0,126
Weitsee 1	-0,232	-0,366	-0,5	0,686	0,242
Lustsee 2	-0,321	-0,568	-1,048	-0,245	0,116
Koenigssee 9	-0,541	2,358	-0,125	-0,059	-0,02
Koenigssee 8	-0,527	2,228	-0,064	-0,065	-0,028
Lenzener See 2	-0,276	-0,658	0,403	2,867	0,327
Malkwitzer See 1	-0,107	0,009	0,235	0,328	-0,687
Grosser Wummsee 1	-0,204	-0,025	1,184	0,046	0,043
Peetschsee 3	1,087	-0,234	0,984	-0,314	0,863
Feldsee 2	3,365	0,379	-0,41	0,219	-2,058
Feldsee 3	3,38	0,371	-0,406	0,208	-1,907
Alpsee bei Fuessen 3	-0,38	0,663	-0,22	-0,059	0,058
Alpsee bei Fuessen 4	-0,591	2,799	-0,138	-0,172	0,197
Weitsee 4	-0,084	-0,434	-0,292	0,633	0,495
Lustsee 3	-0,317	-0,59	-1,147	-0,358	0,124
Lustsee 1	-0,288	-0,6	-0,832	-0,337	0,079
Koenigssee 17	-0,493	1,477	-0,469	0,003	0,13
Obersee 1	-0,576	2,587	-0,15	-0,092	0,215
Obersee 4	-0,539	2,263	-0,061	-0,133	0,19
Lenzener See 1	-0,336	-0,275	0,018	1,645	0,212
Malkwitzer See 2	-0,273	-0,262	0,124	0,331	-0,225
Malkwitzer See 3	-0,276	0,092	0,301	0,2	-0,363
Grosser Kastavensee 2	-0,265	-0,083	0,222	-0,357	-0,196
Grosser Kastavensee 3	-0,191	-0,475	0,773	-0,838	-0,174
Grosser Stechlinsee 24	-0,024	-0,452	0,443	0,073	-0,131
Grosser Stechlinsee 9	-0,166	-0,441	0,198	-0,087	-0,081
Grosser Wummsee 2	-0,092	-0,383	1,515	-0,492	-0,085
Grosser Gollinsee 2	-0,248	-0,512	0,656	-0,89	0,019
Grosser Gollinsee 3	-0,229	-0,458	0,45	-0,637	0,055
Peetschsee 2	0,617	-0,32	-0,041	-0,321	-0,522

CA variable scores	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Axis 5
Utricularia australis_3	-0,396	-0,396	0,034	3,682	0,515
Utricularia australis_2	-0,36	-0,671	0,395	5,048	0,656
Schoenus ferrugineus_1	-0,375	-0,836	-2,073	-0,701	0,295
Juncus articulatus_1	-0,374	-0,848	-2,148	-0,802	0,302
Potamogeton friesii_3	-0,126	0,014	0,439	0,733	-1,674
Typha angustifolia_1	1,28	-0,337	1,843	-0,702	2,101
Fontinalis antipyretica_3	-0,126	0,014	0,439	0,733	-1,674
Typha latifolia_1	-0,325	-0,946	0,755	6,414	0,797
Isoetes lacustris_3	4,391	0,61	-0,414	-0,116	6,197
Phragmites australis_2	-0,225	-0,683	1,448	-1,875	-0,423
Eleocharis spp_steril_1	-0,385	-0,622	-1,057	1,44	0,409
Chara rudis_4	-0,283	-0,705	1,074	-1,764	0,082
Utricularia stygia_4	-0,362	-0,846	-1,88	-0,72	0,256
Potamogeton natans_1	0,245	-0,514	0,025	0,845	1,285
Chara aspera_4	-0,377	-0,825	-2,008	-0,612	0,288
Stratiotes aloides_2	0,251	-0,342	2,376	-0,643	0,541
Cladium mariscus_1	-0,362	-0,846	-1,88	-0,72	0,256
Nitella opaca_2	4,098	0,565	-0,8	0,412	-3,261
Schoenoplectus lacustris_3	-0,362	-0,853	-1,951	-0,786	0,265
Nitella opaca_3	2,948	0,408	-0,463	0,542	-4,039
Fontinalis antipyretica_1	-0,342	-0,565	-0,72	0,124	-0,207
Utricularia stygia_1	-0,365	-0,84	-1,897	-0,686	0,262
Utricularia stygia_2	-0,365	-0,84	-1,897	-0,686	0,262
Utricularia stygia_3	-0,366	-0,841	-1,92	-0,697	0,265
Potamogeton gramineus_1	-0,396	-0,396	0,034	3,682	0,515
Chara rudis_1	-0,21	-0,491	2,078	-1,133	-0,034
Potamogeton lucens_4	0,392	-0,533	0,194	-0,437	-0,866
Myriophyllum verticillatum_3	-0,344	-0,276	0,762	2,489	0,378
Potamogeton berchtoldii_2	-0,627	3,265	-0,158	-0,141	-0,062
Schoenoplectus lacustris_2	0,108	-0,686	-1,092	-0,752	-0,403
Chara globularis_2	-0,319	0,007	0,489	-0,175	-0,682
Myriophyllum alterniflorum_4	3,525	0,385	-0,561	0,308	-1,32
Chara intermedia_1	-0,189	-0,695	0,003	-0,245	-0,131
Myriophyllum verticillatum_2	-0,321	-0,508	0,978	3,701	0,505
Chara rudis_2	-0,216	-0,449	1,992	-0,987	-0,003
Chara strigosa_1	-0,565	2,305	-0,453	-0,094	0,107
Utricularia australis_1	-0,364	-0,843	-1,889	-0,701	0,259
Myriophyllum verticillatum_1	-0,289	-0,427	0,345	2,129	0,471
Chara delicatula_1	-0,489	1,059	-0,415	1,226	0,249
Potamogeton pectinatus_4	-0,139	-0,64	0,524	-0,075	-0,238
Potamogeton filiformis_2	-0,304	-0,771	-1,05	-0,499	0,092
Nitellopsis obtusa_2	-0,182	-0,267	0,382	0,425	-0,994
Myriophyllum spicatum_1	-0,14	-0,612	1,823	-0,887	-0,182
Chara strigosa_4	-0,583	2,63	-0,251	-0,183	0,213
Chara rudis_3	-0,218	-0,499	1,862	-1,103	0,002
Ceratophyllum demersum_4	-0,215	-0,429	0,863	0,938	0,026
Potamogeton perfoliatus_3	-0,225	-0,683	1,448	-1,875	-0,423
Myriophyllum alterniflorum_1	3,058	0,208	0,61	-0,378	4,607
Potamogeton berchtoldii_3	-0,478	1,714	0,193	0,154	-0,472
Ceratophyllum demersum_2	-0,179	-0,423	1,01	1,072	-0,572
Chara hispida_1	-0,314	-0,737	-0,211	-1,114	0,098
Utricularia australis_2	-0,368	-0,839	-1,956	-0,691	0,273
Chara intermedia_3	-0,326	-0,799	-1,334	-0,56	0,15
Schoenoplectus lacustris_1	-0,179	-0,783	-1,575	-0,73	0
Potamogeton perfoliatus_2	0,373	-0,29	1,981	-0,342	0,761
Nitella flexilis_4	-0,179	-0,649	0,704	-0,619	-0,09
Chara delicatula_4	-0,529	2,106	-0,178	-0,22	0,289
Nitella opaca_4	-0,186	-0,383	2,278	-0,816	-0,137
Chara intermedia_4	-0,276	-0,766	-1,044	-0,442	0,083
Carex elata_1	-0,339	-0,678	-0,726	1,593	0,299
Ceratophyllum demersum_3	-0,266	-0,213	0,677	1,044	-0,585
Chara strigosa_3	-0,628	3,146	-0,288	-0,157	0,175
Nymphaea alba_1	-0,319	-0,7	-0,643	0,461	0,241
Myriophyllum spicatum_3	0,043	-0,587	1,328	-0,835	-0,485
Utricularia australis_3	-0,34	-0,805	-1,568	-0,608	0,194
Nitellopsis obtusa_3	-0,216	-0,214	1,298	0,087	-0,59
Chara hispida_4	-0,323	-0,723	-0,458	-1,177	0,05
Chara strigosa_2	-0,612	2,952	-0,305	-0,159	0,164

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Axis 5
Chara intermedia_2	-0,253	-0,816	0,242	2,792	0,311
Nitellopsis obtusa_4	0,201	-0,458	1,761	-0,778	0,52
Potamogeton filiformis_1	-0,306	-0,632	-0,57	0,403	0,187
Chara globularis_3	-0,197	-0,554	0,903	-0,916	-0,369
Myriophyllum spicatum_2	0,292	-0,536	1,466	-0,681	0,285
Potamogeton pectinatus_2	-0,226	-0,178	1,071	-0,058	-0,168
Chara aspera_3	-0,395	-0,506	-1,859	-0,594	0,283
Chara delicatula_2	-0,519	1,87	-0,001	0,335	0,252
Potamogeton pectinatus_1	-0,31	0,39	0,656	0,324	-0,272
Myriophyllum alterniflorum_3	3,684	0,437	-0,715	0,243	-2,556
Myriophyllum alterniflorum_2	2,971	0,207	-0,03	-0,064	-0,832
Potamogeton pectinatus_3	-0,221	-0,325	1,177	0,216	-0,172
Chara hispida_2	-0,336	-0,435	-0,07	-0,556	0,09
Chara globularis_4	-0,058	-0,596	0,861	-0,977	-0,388
Chara contraria_4	-0,364	0,226	0,206	-0,77	0,007
Chara hispida_3	-0,317	-0,487	-0,1	-0,572	-0,023
Chara tomentosa_4	-0,237	-0,371	-0,885	-0,123	0,081
Chara delicatula_3	-0,533	2,299	0,18	-0,2	0,251
Chara aspera_2	-0,412	0,258	-0,985	-0,249	0,219
Chara aspera_1	-0,347	0,177	-0,512	-0,166	-0,292
Chara contraria_2	-0,384	1,039	0,123	0,221	-0,668
Chara tomentosa_1	-0,335	-0,396	-0,646	0,286	-0,13
Chara contraria_1	-0,321	0,106	0,215	0,311	-0,534
Chara contraria_3	-0,306	0,794	0,494	0,062	-0,489
Chara tomentosa_3	-0,248	-0,359	-0,708	0,302	-0,105
Phragmites australis_1	-0,101	-0,493	0,657	-0,332	-0,073
Chara tomentosa_2	-0,235	-0,333	-0,412	0,54	0,071

Korrespondenzanalyse zur Betrachtung der Helophytenvegetation (Kapitel 5.2.2)

Analysing 28 variables x 127 cases

Environmental data file: Analysing 8 variables x 127 cases

Tolerance of eigenanalysis set at 1E-7

Rare species will be downweighted

Scores scaled by species

Variable	Weighted mean	Weighted SD	Inflation Factor
Ufermauer	8,499	26,477	12,632
Gesamtbelastung	35,671	61,811	61,202
Uferbewuchs_naturnah	52,789	37,487	1,351
Badebereich_%	13,99	33,297	21,723
Hafen	2,853	14,136	10,117
Ufer_Camping&Park&Fußwege&Boote&Woh	6,426	20,549	9,876
Stege	0,375	1,42	1,176
Trittschäden_1	0,969	1,606	1,977

Eigenvalues

	Axis 1	Axis 2
Eigenvalues	0,221	0,028
Percentage	9,166	1,176
Cum. Percentage	9,166	10,342
Cum.Constr.Percentage	74,406	83,954
Spec.-env. correlations	0,485	0,343

CCA variable scores

	Axis 1	Axis 2
Kein Bewuchs	1,213	-0,037
Sagittaria sagittifolia_1	-0,062	0,02
Schoenoplectus lacustris_1	-0,073	-0,038
Schoenus ferrugineus_1	-0,088	0,061
Solanum dulcamara_1	-0,035	-0,138
Sparganium emersum_1	-0,11	0,021
Juncus articulatus_1	-0,053	0,048
Lemna minor_1	0,019	-0,116
Lysimachia vulgaris_1	-0,164	-0,132
Cicuta virosa_1	0,01	-0,087
Cladium mariscus_1	-0,244	0,049
Comarum palustre_1	-0,059	-0,021
Eleocharis spp_steril_1	-0,063	0,035
Eleocharis acicularis_1	0,076	-0,174
Carex appropinquata_1	-0,052	-0,067
Carex elata_1	-0,266	0,359
Carex pseudocyperus_1	0,003	-0,114
Carex rostrata_1	0,053	-0,114
Typha angustifolia_1	-0,109	-0,061
Typha latifolia_1	-0,012	-0,102
Phragmites australis_1	-0,2	0,01
Phragmites australis_2	-0,083	0,066
Nuphar lutea_1	-0,228	-0,088
Nymphaea alba_1	-0,315	-0,211
Phalaris arundinacea_1	0,415	0,848
Polygonum amphibium_1	0,231	0,386
Potamogeton alpinus_1	-0,026	0,019
Potamogeton natans_1	-0,096	0,001

CCA case scores

	Groups	Axis 1	Axis 2
Abtsdorfer See 1	keine Referenz	-0,904	0,339
Abtsdorfer See 2	keine Referenz	-0,959	-1,128
Abtsdorfer See 3	keine Referenz	5,487	-1,317
Alpsee bei Fuessen 1	Referenz	-1,053	6,497
Alpsee bei Fuessen 2	keine Referenz	-0,116	1,358
Alpsee bei Fuessen 3	Referenz	5,487	-1,317
Alter Weiher 1	keine Referenz	-0,817	-3,699
Alter Weiher 2	keine Referenz	-0,419	-1,64
Alter Weiher 3	keine Referenz	-1,033	-3,085
Bodensee 1	keine Referenz	-0,904	0,339
Bodensee 2	keine Referenz	5,487	-1,317
Chiemsee 10	keine Referenz	-0,052	1,636
Chiemsee 130	keine Referenz	-0,79	0,506
Chiemsee 134	keine Referenz	5,487	-1,317
Chiemsee 145	keine Referenz	5,487	-1,317
Chiemsee 152	keine Referenz	-0,441	-1,613
Chiemsee 159	keine Referenz	-0,904	0,339
Chiemsee 176	keine Referenz	-0,675	-0,328
Chiemsee 189	keine Referenz	-0,904	0,339
Chiemsee 2	keine Referenz	5,487	-1,317
Chiemsee 21	keine Referenz	-0,396	3,331
Chiemsee 41	keine Referenz	-0,176	-4,056
Chiemsee 54	keine Referenz	-0,642	-2,724
Chiemsee 71	keine Referenz	0,096	-2,042
Chiemsee 85	keine Referenz	-0,675	-0,328
Chiemsee 94	keine Referenz	5,487	-1,317
Froschhauser See 1	keine Referenz	-0,796	-2,238
Froschhauser See 3	keine Referenz	-1,108	-3,707
Froschhauser See 7	keine Referenz	-0,546	-0,704
Griessee 1	keine Referenz	-1,103	8,55
Griessee 2	keine Referenz	-0,541	1,892
Griessee 3	keine Referenz	-0,443	4,326
Griessee 4	keine Referenz	-0,748	0,483
Grosser Alpsee bei Imme	keine Referenz	-0,687	-0,707
Grosser Alpsee bei Imme	keine Referenz	-0,728	-2,692

	Groups	Axis 1	Axis 2
Grosser Alpsee bei Imme	keine Referenz	-0,315	-1,547
Grosser Ostersee 51	keine Referenz	5,487	-1,317
Grosser Ostersee 58	keine Referenz	-0,617	-0,495
Grosser Ostersee 64	keine Referenz	-0,901	-4,191
Grosser Ostersee 68	keine Referenz	-0,887	-2,803
Grosser Ostersee 79	keine Referenz	5,487	-1,317
Hopfensee 19	keine Referenz	1,064	16,966
Hopfensee 5	keine Referenz	-0,911	1,935
Hopfensee 8	keine Referenz	-0,907	3,21
Kirchsee 1	keine Referenz	-0,904	0,339
Kirchsee 2	keine Referenz	5,487	-1,317
Kochelsee 15	keine Referenz	5,487	-1,317
Kochelsee 17	keine Referenz	5,487	-1,317
Kochelsee 20	keine Referenz	1,064	16,966
Laacher See 1	keine Referenz	-0,758	-0,846
Laacher See 2	keine Referenz	-0,331	-1,33
Lustsee 1	Referenz	-0,914	-0,12
Lustsee 2	Referenz	-0,821	1,931
Lustsee 3	Referenz	-0,518	0,978
Mindelsee 1	keine Referenz	-0,755	0,537
Mindelsee 2	keine Referenz	-1,007	-2,4
Mindelsee 3	keine Referenz	-1,121	-3,389
Niedersonthofener See 21	keine Referenz	-0,515	-1,326
Niedersonthofener See 23	keine Referenz	-1,202	12,655
Niedersonthofener See 32	keine Referenz	-0,66	0,929
Niedersonthofener See 35	keine Referenz	-0,687	2,404
Pelhamer See 1	keine Referenz	-0,508	1,851
Pelhamer See 2	keine Referenz	5,487	-1,317
Pelhamer See 3	keine Referenz	-0,758	3,474
Riegsee 18	keine Referenz	-0,237	0,371
Riegsee 20	keine Referenz	-0,54	6,931
Riegsee 7	keine Referenz	-0,617	-0,495
Riegsee 8	keine Referenz	-0,284	0,817
Ruschweiler See 1	keine Referenz	-0,555	-1,179
Ruschweiler See 2	keine Referenz	-0,904	0,339
Ruschweiler See 3	keine Referenz	-0,904	0,339
Schliersee 17	keine Referenz	-0,432	-0,272
Schliersee 23	keine Referenz	-1,023	5,266
Schliersee 7	keine Referenz	-0,904	0,339
Schliersee 8	keine Referenz	-0,969	-1,373
Seehamer See 1	keine Referenz	-0,347	9,987
Seehamer See 2	keine Referenz	0,203	13,633
Seehamer See 3	keine Referenz	-0,904	0,339
Simssee 23	keine Referenz	-0,686	-0,558
Simssee 25	keine Referenz	-0,902	-2,303
Simssee 31	keine Referenz	-0,803	-2,513
Simssee 35	keine Referenz	-0,648	-1,544
Spitzingsee 1	keine Referenz	-0,327	-0,507
Spitzingsee 14	keine Referenz	-0,187	-0,859
Spitzingsee 17	keine Referenz	-0,53	-1,47
Staffelsee 11	keine Referenz	-0,693	-1,557
Staffelsee 113	keine Referenz	-0,331	-1,33
Staffelsee 119	keine Referenz	-0,617	-0,495
Staffelsee 30	keine Referenz	-0,565	-1,915
Starnberger See 105	keine Referenz	-0,755	-0,73
Starnberger See 130	keine Referenz	-0,675	-0,328
Starnberger See 25	keine Referenz	5,487	-1,317
Starnberger See 32	keine Referenz	-0,589	0,173
Starnberger See 44	keine Referenz	5,487	-1,317
Starnberger See 56	keine Referenz	-0,767	0,54
Starnberger See 61	keine Referenz	5,487	-1,317
Starnberger See 67	keine Referenz	5,487	-1,317
Starnberger See 71	keine Referenz	5,487	-1,317
Starnberger See 79	keine Referenz	-0,244	-0,725
Starnberger See 83	keine Referenz	-0,331	-1,33
Starnberger See 88	keine Referenz	0,017	-0,791
Starnberger See 99	keine Referenz	5,487	-1,317

	Groups	Axis 1	Axis 2
Sulzberger See 1	keine Referenz	-0,919	-0,621
Sulzberger See 11	keine Referenz	-0,904	0,339
Sulzberger See 7	keine Referenz	-0,882	-2,03
Tachinger See 2	keine Referenz	-0,545	0,095
Tachinger See 22	keine Referenz	-0,725	-1,502
Tegernsee 4	keine Referenz	-0,904	0,339
Tegernsee 50	keine Referenz	-0,586	-1,347
Tegernsee 53	keine Referenz	-0,904	0,339
Tegernsee 53	keine Referenz	-0,904	0,339
Tegernsee 6	keine Referenz	-0,761	-0,078
Waginger See 34	keine Referenz	-0,629	0,74
Waginger See 55	keine Referenz	-0,805	-0,488
Waginger See 63	keine Referenz	-0,602	2,266
Walchensee 26	keine Referenz	5,487	-1,317
Walchensee 54	keine Referenz	5,487	-1,317
Weissensee 15	keine Referenz	-0,14	-0,614
Weissensee 18	keine Referenz	-0,612	-2,032
Weissensee 9	keine Referenz	-0,675	-0,328
Weitsee 1	Referenz	-0,759	7,596
Weitsee 2	keine Referenz	-1,202	12,655
Weitsee 3	Referenz	-1,258	7,636
Weitsee 4	Referenz	-0,428	-1,849
Woerthsee 13	keine Referenz	5,487	-1,317
Woerthsee 18	keine Referenz	-0,904	0,339
Woerthsee 8	keine Referenz	5,487	-1,317

Site scores, constrained by env. data

	Groups	Axis 1	Axis 2
Abtsdorfer See 1	keine Referenz	-0,716	0,412
Abtsdorfer See 2	keine Referenz	-0,826	0,264
Abtsdorfer See 3	keine Referenz	1,118	2,628
Alpsee bei Fuessen 1	Referenz	-0,805	-0,597
Alpsee bei Fuessen 2	keine Referenz	0,55	-0,836
Alpsee bei Fuessen 3	Referenz	-0,826	0,264
Alter Weiher 1	keine Referenz	-0,826	0,264
Alter Weiher 2	keine Referenz	0,135	-1,157
Alter Weiher 3	keine Referenz	0,365	-0,537
Bodensee 1	keine Referenz	-0,826	0,264
Bodensee 2	keine Referenz	0,423	-0,677
Chiemsee 10	keine Referenz	-0,285	0,31
Chiemsee 130	keine Referenz	-0,043	0,038
Chiemsee 134	keine Referenz	0,9	-1,16
Chiemsee 145	keine Referenz	3,622	-1,234
Chiemsee 152	keine Referenz	1,617	-2,144
Chiemsee 159	keine Referenz	0,138	-0,405
Chiemsee 176	keine Referenz	-0,826	0,264
Chiemsee 189	keine Referenz	1,004	2,165
Chiemsee 2	keine Referenz	1,731	3,321
Chiemsee 21	keine Referenz	0,29	-0,566
Chiemsee 41	keine Referenz	-0,166	0,162
Chiemsee 54	keine Referenz	-0,826	0,264
Chiemsee 71	keine Referenz	-0,324	-0,11
Chiemsee 85	keine Referenz	0,158	-0,57
Chiemsee 94	keine Referenz	5,631	-1,721
Froschhauser See 1	keine Referenz	-0,305	-0,039
Froschhauser See 3	keine Referenz	-0,045	-0,317
Froschhauser See 7	keine Referenz	-0,01	-0,567
Griessee 1	keine Referenz	-0,826	0,264
Griessee 2	keine Referenz	-0,771	0,222
Griessee 3	keine Referenz	0,251	-0,355
Griessee 4	keine Referenz	-0,045	-0,317
Grosser Alpsee bei Imme	keine Referenz	0,29	-0,566
Grosser Alpsee bei Imme	keine Referenz	0,178	-0,483
Grosser Alpsee bei Imme	keine Referenz	0,365	-0,537
Grosser Ostersee 51	keine Referenz	-0,251	0,018
Grosser Ostersee 58	keine Referenz	0,195	-0,313
Grosser Ostersee 64	keine Referenz	-0,38	-0,068

	Groups	Axis 1	Axis 2
Grosser Ostersee 68	keine Referenz	-0,603	0,098
Grosser Ostersee 79	keine Referenz	-0,826	0,264
Hopfensee 19	keine Referenz	0,29	-0,566
Hopfensee 5	keine Referenz	-0,826	0,264
Hopfensee 8	keine Referenz	-0,826	0,264
Kirchsee 1	keine Referenz	-0,314	0,959
Kirchsee 2	keine Referenz	0,29	-0,566
Kochelsee 15	keine Referenz	-0,2	0,262
Kochelsee 17	keine Referenz	1,787	3,259
Kochelsee 20	keine Referenz	-0,826	0,264
Laacher See 1	keine Referenz	-0,826	0,264
Laacher See 2	keine Referenz	-0,603	0,098
Lustsee 1	Referenz	-0,826	0,264
Lustsee 2	Referenz	-0,659	0,139
Lustsee 3	Referenz	-0,57	0,611
Mindelsee 1	keine Referenz	-0,826	0,264
Mindelsee 2	keine Referenz	-0,872	0,858
Mindelsee 3	keine Referenz	0,063	0,543
Niedersonthofener See 21	keine Referenz	0,067	-0,4
Niedersonthofener See 23	keine Referenz	-0,146	-0,132
Niedersonthofener See 32	keine Referenz	-0,329	0,088
Niedersonthofener See 35	keine Referenz	-0,826	0,264
Pelhamer See 1	keine Referenz	-0,212	-0,193
Pelhamer See 2	keine Referenz	-0,268	-0,151
Pelhamer See 3	keine Referenz	-0,157	-0,234
Riegsee 18	keine Referenz	0,234	-0,524
Riegsee 20	keine Referenz	-0,603	0,098
Riegsee 7	keine Referenz	2,761	-1,008
Riegsee 8	keine Referenz	0,803	3,88
Ruschweiler See 1	keine Referenz	-0,826	0,264
Ruschweiler See 2	keine Referenz	-0,826	0,264
Ruschweiler See 3	keine Referenz	-0,826	0,264
Schliersee 17	keine Referenz	0,501	0,892
Schliersee 23	keine Referenz	-0,715	0,181
Schliersee 7	keine Referenz	-0,081	0,112
Schliersee 8	keine Referenz	-0,028	-0,148
Seehamer See 1	keine Referenz	3,31	3,947
Seehamer See 2	keine Referenz	1,452	4,243
Seehamer See 3	keine Referenz	-0,826	0,264
Simssee 23	keine Referenz	-0,826	0,264
Simssee 25	keine Referenz	-0,268	-0,151
Simssee 31	keine Referenz	-0,235	-2,312
Simssee 35	keine Referenz	1,488	-0,852
Spitzingsee 1	keine Referenz	0,178	-0,483
Spitzingsee 14	keine Referenz	0,116	-0,145
Spitzingsee 17	keine Referenz	-0,575	0,809
Staffelsee 11	keine Referenz	-0,268	-0,151
Staffelsee 113	keine Referenz	1,274	3,299
Staffelsee 119	keine Referenz	-0,715	0,181
Staffelsee 30	keine Referenz	1,616	0,621
Starnberger See 105	keine Referenz	-0,082	-0,129
Starnberger See 130	keine Referenz	-0,291	0,404
Starnberger See 25	keine Referenz	4,021	-1,827
Starnberger See 32	keine Referenz	0,962	4,254
Starnberger See 44	keine Referenz	3,267	-0,945
Starnberger See 56	keine Referenz	0,014	0,075
Starnberger See 61	keine Referenz	2,784	-0,541
Starnberger See 67	keine Referenz	0,622	0,128
Starnberger See 71	keine Referenz	1,92	-0,341
Starnberger See 79	keine Referenz	-0,108	0,061
Starnberger See 83	keine Referenz	0,497	0,239
Starnberger See 88	keine Referenz	0,843	0,107
Starnberger See 99	keine Referenz	2,912	-2,319
Sulzberger See 1	keine Referenz	0,062	-0,202
Sulzberger See 11	keine Referenz	-0,163	-1,378
Sulzberger See 7	keine Referenz	0,178	-0,483
Tachinger See 2	keine Referenz	-0,826	0,264

	Groups	Axis 1	Axis 2
Tachinger See 22	keine Referenz	-0,157	-0,234
Tegernsee 4	keine Referenz	-0,826	0,264
Tegernsee 50	keine Referenz	1,925	0,567
Tegernsee 53	keine Referenz	-0,826	0,264
Tegernsee 53	keine Referenz	-0,826	0,264
Tegernsee 6	keine Referenz	0,116	-0,145
Waginger See 34	keine Referenz	0,307	-0,396
Waginger See 55	keine Referenz	-0,108	0,021
Waginger See 63	keine Referenz	-0,157	-0,234
Walchensee 26	keine Referenz	-0,491	0,015
Walchensee 54	keine Referenz	0,586	-0,947
Weissensee 15	keine Referenz	-0,268	-0,151
Weissensee 18	keine Referenz	-0,38	-0,068
Weissensee 9	keine Referenz	-0,38	-0,068
Weitsee 1	Referenz	-0,715	0,181
Weitsee 2	keine Referenz	-0,14	-0,065
Weitsee 3	Referenz	-0,715	0,181
Weitsee 4	Referenz	-0,38	-0,068
Woerthsee 13	keine Referenz	-0,037	2,008
Woerthsee 18	keine Referenz	0,531	-0,906
Woerthsee 8	keine Referenz	-0,805	-0,597

Canonical coefficients

	Spec. Axis 1	Spec. Axis 2
Ufermauer	-1,878	0,107
Gesamtbelastung	3,915	-0,423
Uferbewuchs_naturnah	-0,418	0,311
Badebereich_%	-2,006	0,05
Hafen	-1,263	0,015
Ufer_Camping&Park&Fußwege&Boote&Woh	-1,004	1,025
Stege	0,421	-0,542
Trittschäden_1	-0,093	0,225

Interset correlations between env. variables and site scores

	Envi. Axis 1	Envi. Axis 2
Ufermauer	0,026	-0,064
Gesamtbelastung	0,228	-0,018
Uferbewuchs_naturnah	-0,3	0,045
Badebereich_%	0,047	-0,076
Hafen	0,163	-0,098
Ufer_Camping&Park&Fußwege&Boote&Woh	0,277	0,249
Stege	0,255	-0,125
Trittschäden_1	0,158	0,047

Intraset correlations between env. variables and constrained site scores

	Envi. Axis 1	Envi. Axis 2
Ufermauer	0,053	-0,186
Gesamtbelastung	0,471	-0,053
Uferbewuchs_naturnah	-0,618	0,132
Badebereich_%	0,096	-0,223
Hafen	0,337	-0,287
Ufer_Camping&Park&Fußwege&Boote&Woh	0,572	0,725
Stege	0,525	-0,364
Trittschäden_1	0,327	0,138
Sulzberger See 7	keine Referenz	0,178
Tachinger See 2	keine Referenz	-0,826

Biplot scores for env. variables

	Axis 1	Axis 2
Ufermauer	0,053	-0,186
Gesamtbelastung	0,471	-0,053
Uferbewuchs_naturnah	-0,618	0,132
Badebereich_%	0,096	-0,223
Hafen	0,337	-0,287
Ufer_Camping&Park&Fußwege&Boote&Woh	0,572	0,725
Stege	0,525	-0,364
Trittschäden_1	0,327	0,138

Centroids of env. variables

	Axis 1	Axis 2
Ufermauer	0,284	-0,519
Gesamtbelastung	0,935	-0,031
Uferbewuchs_naturnah	-0,32	0,155
Badebereich_%	0,348	-0,468
Hafen	1,787	-1,358
Ufer_Camping&Park&Fußwege&Boote&Woh	1,948	2,38
Stege	2,105	-1,317
Trittschäden_1	0,66	0,29

Korrelationen

			ÖQ	MI-Klasse
Spearman-Rho	ÖQ	Korrelationskoeffizient	1,000	,843**
		Sig. (2-seitig)	,	,000
		N	1223	1223
	MI-Klasse	Korrelationskoeffizient	,843**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	,
		N	1223	1223

** . Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

ÖQ = Ökologische Qualitätsklasse

MI = Makrophytenindex

Korrelationen

			ÖQ_TAUCH	ÖQ_RECH
Spearman-Rho	ÖQ_TAUCH	Korrelationskoeffizient	1,000	,903**
		Sig. (2-seitig)	,	,000
		N	19	19
	ÖQ_RECH	Korrelationskoeffizient	,903**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,000	,
		N	19	19

** . Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig).

ÖQ_TAUCH = Ökologische Qualitätsklasse basierend auf Tauchkartierung

ÖQ_RECH = Ökologische Qualitätsklasse basierend auf Kartierung mit Rechen

LEBENS LAUF

Persönliche Angaben

Name: Doris Stelzer

Geburtsdatum: 28. Februar 1973

Geburtsort: München

Familienstand: ledig

Ausbildung

1980 - 1984 Grundschule in München

1984 - 1993 Gymnasium Fürstenried-West München

1993 - 1999 Biologiestudium an der Technische Universität München
Studienschwerpunkte: angewandte Ökologie (Limnologie und Vegetationsökologie), Ökotoxikologie und Technischer Umweltschutz

1999 - 2003 Promotion

Anstellungen

Juli - September 1999 bei Mayr Umweltanalytik GmbH

1999 - 2002 Wissenschaftliche Angestellte der TU München,
Limnologische Station Iffeldorf

Auslandsaufenthalt

Mai - Oktober 1998 Forschungsaufenthalt am „Center for Limnology“
(University of Wisconsin, USA); Stipendium des Fonds Hochschule International