

Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern

Abschlussbericht 2004
Überarbeitete Fassung

von
B. Baier und A. Zenker

im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

Stuttgart-Hohenheim, im März 2005



Institut für Zoologie
Universität Hohenheim

Abschlußbericht

Zuwendungsempfänger: Universität Hohenheim	Förderkennzeichen: OK 5.89
Vorhabensbezeichnung: Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern	
Laufzeit des Vorhabens: 01.01.2004 – 31.12.2004	

Bearbeiter:

Beate Baier

Claudia Rawer-Jost

Armin Zenker

Institut für Zoologie, Universität Hohenheim

Jürgen Böhmer

Bioforum GmbH

INHALT

I. KURZFASSUNG.....	4
II. EINLEITUNG.....	6
III. VORARBEITEN.....	7
IV. ENTWICKLUNG EINER STANDARDISIERTEN PROBENAHMEVORSCHRIFT	8
1 ERFASSUNG DER BENTHOSFAUNA	8
1.1 AUSWAHL DER PROBESTELLEN.....	8
1.2 MASCHENWEITE	14
2 PROBENAUFARBEITUNG	18
3 DETERMINATION	19
4 PRAXISTAUGLICHKEIT	19
5 OFFENE FRAGEN	20
V. ENTWICKLUNG DES BEWERTUNGSVERFAHRENS.....	21
1 DATENGRUNDLAGE	21
1.1 DATENERHEBUNG UND VEREINHEITLICHUNG DER DATENGRUNDLAGE	21
1.2 ZUORDNUNG DER GEWÄSSERTYPEN	24
1.3 BELASTUNGS-VOREINSCHÄTZUNG DER GEWÄSSER.....	28
1.4 AUSWAHL TAUGLICHER DATENSÄTZE.....	31
2 VON DER ARTENLISTE ZUR ÖKOLOGISCHEN ZUSTANDSKLASSE.....	32
2.1 BERECHNUNG DER EINZELMETRICS	32
2.2 AUSWAHL GEEIGNETER METRICS	34
2.3 VALIDIERUNG DER KANDIDATENMETRICS.....	38
2.4 AUSWAHL DER COREMETRICS	38
2.5 ERMITTLUNG DER REFERENZ- UND BELASTETWERTE	41
2.6 NORMIERUNG DER METRICS UND GEWÄSSERTYPSPEZIFISCHE BEWERTUNG.....	42
2.7 ENTWICKLUNG DES MULTIMETRISCHEN INDEX.....	43
2.8 KLASSIFIZIERUNG DES ÖKOLOGISCHEN ZUSTANDS.....	50
2.9 ERSTE VALIDIERUNG DES MULTIMETRISCHEN VERFAHRENS	50
2.10 WAS ZEIGT DER MULTIMETRISCHE INDEX WIRKLICH AN?	52

VI. DAS BEWERTUNGSVERFAHREN FÜR SEEN IN DEUTSCHLAND MITTELS	
MAKROZOOBENTHOS.....	55
1 PROBENAHE UND PROBENAUSWERTUNG	55
1.1 ERFASSUNG DER MAKROZOOBENTHOSFAUNA	56
1.2 PROBENAUFARBEITUNG UND DETERMINATION	60
1.3 ERGEBNISDARSTELLUNG	60
2 BERECHNUNG DES MULTIMETRISCHEN INDEX	61
3 ANWENDBARKEIT UND MINDESKRITERIEN	64
4 DEFIZITANALYSE	65
LITERATUR	68

I. Kurzfassung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) schreibt eine ökologische Bewertung der Oberflächengewässer anhand biologischer Komponenten vor. Die Bewertung hat sich dabei an typspezifischen Referenzzuständen zu orientieren und soll außerdem verschiedenste auf die Gewässer einwirkende Belastungsfaktoren integrieren.

Ziel des hier vorgestellten Projektes „Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern“ ist die Entwicklung eines gewässertypspezifischen Bewertungssystems für Stehgewässer in Deutschland anhand des Makrozoobenthos. Dieses Verfahren umfasst alle Bereiche von der Beprobung bis zur Bewertung einschließlich Interpretationshilfen. Das Bewertungssystem bezieht sich auf die Seentypologie nach MATTHES et al. (2003).

Das Bewertungsverfahren ist als Multimetrischer Index aus Einzelindizes, den so genannten „Coremetrics“ aufgebaut, die nach folgenden Kriterien ausgewählt wurden:

- So viele Indizes wie nötig, um ein robustes Ergebnis zu erhalten und eine einfache Interpretation der Daten zu ermöglichen.
- So wenige Indizes wie möglich, um die Komplexität für den Anwender gering zu halten.
- Gewässertypspezifische Abweichungen der Bewertungsverfahren sind zwar notwendig, die Ansätze entsprechen sich aber durch die Verwendung ähnlicher Sets von Metrics soweit wie möglich.
- Abdeckung der Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie: „Zusammensetzung und Abundanz der wirbellosen Taxa“, „Anteil störungsempfindlicher Taxa“, „Anteil robuster Taxa“, „Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa“.

Für die einzelnen Gewässertypen unterscheidet sich das Bewertungsverfahren in der Zusammensetzung der verwendeten Coremetrics sowie in den abweichenden Referenz- und Belastetwerten der einzelnen Coremetrics. Die Ergebnisse dieser typspezifischen Einzelindizes werden durch Mittelwertbildung zu einem Multimetrischen Index verrechnet und dieser wird abschließend in eine ökologische Zustandsklasse überführt. Die Berechnung des Multimetrischen Index ist derzeit für die Gewässertypen des Tieflandes 10, 11, 13 und 14 möglich. Eine Erweiterung des Verfahrens auf die Gewässertypen 1, 2, 3 und 4 (Seen der Alpen und des Alpenvorlandes) ist für das Jahr 2005 vorgesehen.

Dieses Verfahren der Bewertung mittels Makrozoobenthos in Stehgewässern integriert in seinen multimetrischen Aufbau den Einfluss verschiedener Stressoren (Nutzung im Einzugsgebiet, Einfluss von Spurenstoffen), so dass in den meisten Fällen die diffuse

Mischbelastung des Gewässers erfasst wird. Die Betrachtung der Ergebnisse der Einzelindizes ermöglicht eine Interpretation des Bewertungsergebnisses.

II. Einleitung

Die im Dezember 2000 in Kraft getretene EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verpflichtet die Mitgliedsstaaten zum Schutz, zur Verbesserung und gegebenenfalls zur Sanierung der Oberflächengewässer und des Grundwassers. Sie beinhaltet den "guten ökologischen Zustand von Oberflächengewässern" als Zielvorgabe. Die Bewertung des ökologischen Zustandes soll dabei anhand biologischer Indikatoren (Makrophyten/Phytobenthos, Fische, Phytoplankton, Makrozoobenthos) erfolgen. Physiochemische, hydrologische und morphometrische Parameter können begleitend herangezogen werden. Die Bewertungsverfahren sollen verschiedenste auf die Gewässer einwirkende Belastungsfaktoren integrieren und über die ökologische Zustandsklasse hinaus Hinweise auf die Belastungsursache geben. Die Bewertung erfolgt über den Abgleich mit typspezifischen Referenzgewässern.

Das Makrozoobenthos wurde in Deutschland bisher nur selten zur Seebewertung herangezogen. Meist wurden nur wenige Großgruppen betrachtet (ZINTZ & BÖHMER, 2002), so dass für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie die Entwicklung eines neuen Bewertungsverfahrens notwendig war.

Ziel des hier vorgestellten Projektes „Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern“ ist die Entwicklung eines gewässertypspezifischen Bewertungssystems für Stehgewässer in Deutschland anhand des Makrozoobenthos. Dieses Verfahren umfasst alle Bereiche der Bewertung von der Probestellenauswahl über die Beprobung, Laborbehandlung der Proben, Dateneingabe und Berechnung bis zur Bewertung einschließlich Interpretationshilfen.

Der vorliegende Bericht stellt eine Zusammenfassung der Projektergebnisse und die Beschreibung des Bewertungsverfahrens dar.

III. Vorarbeiten

Da in Deutschland bisher keine Verfahren zur Bewertung von Stehgewässern anhand der Makrozoobenthos-Besiedlung existierten, die die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie erfüllen, wurde im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) eine Literaturstudie durchgeführt (ZINTZ & BÖHMER, 2002). Ziel dieser Recherche war es zum einen zu klären, ob es nationale oder internationale Verfahrensansätze gibt. Zum anderen sollte herausgefunden werden, ob und auf welcher Basis für Deutschland eine Seenbewertung anhand der Makroinvertebratenfauna gemäß den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie machbar erscheint.

Ergebnis dieser umfangreichen Literaturstudie war, dass das Makrozoobenthos in Deutschland bisher nur selten zur Seenbewertung herangezogen wurde. Meist wurden nur wenige Großgruppen betrachtet, wie z.B. Oligochaeten (Wenigborstenwürmer), Chironomiden (Zuckmücken) oder Odonaten (Libellen). In den meisten Fällen wurde anhand dieser Gruppen lediglich der trophische Zustand eines Stehgewässers ermittelt, andere anthropogene Einflüsse wurden selten berücksichtigt. International wurden in England und den USA in den letzten Jahren Verfahrensansätze entwickelt, die eine integrative Bewertung anhand von biologischen Maßzahlen (Metrics) verfolgen.

Die Studie kam zu dem Schluss, dass die ökologische Seenbewertung anhand der Makroinvertebratenfauna durchführbar ist. Internationale Verfahrensansätze können gemäß den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie angepasst und erweitert werden. Voraussetzungen für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens in Deutschland sind die typologische Klassifizierung der Seen, die Festlegung von Referenzzuständen für jeden Gewässertyp sowie eine standardisierte Probenahmevorschrift.

IV. Entwicklung einer standardisierten Probenahmevorschrift

Standardisierte Vorschriften zur Makrozoobenthosprobenahme existieren bisher nur für Fließgewässer (ALF et al., 1992; DEV, 2000; HAASE et al., 2004). Auch in den Deutschen Einheitsverfahren (DEV, 2000) werden lediglich einige Probenahmegeräte sowie ihre Anwendungsmöglichkeiten in stehenden Gewässern beschrieben. Deutschlandweit werden daher die unterschiedlichsten Erfassungs- und Auswertungsmethoden für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern angewandt. Dies führt zu sehr heterogenen, kaum miteinander vergleichbaren Taxalisten, die neben den natürlichen Unterschieden zwischen den Stehgewässern auch die Unterschiede der verschiedenen Methoden widerspiegeln können.

Zur ökologischen Bewertung von Stehgewässern nach der Wasserrahmenrichtlinie (EUROPEAN UNION, 2000) ist die Entwicklung einer standardisierten Probenahmevorschrift für Makrozoobenthos daher auch für Seen notwendig geworden. Diese muss die Bereiche Erfassung der Benthosfauna, Probenaufarbeitung und Determination beinhalten. Ziel der Vorschrift ist es, reproduzierbare Makrozoobenthosdaten aus Stehgewässern für die ökologische Bewertung nach WRRL zu erhalten, wobei der zeitliche Aufwand und damit auch die Kosten so gering wie möglich sein sollen.

Basierend auf Methoden aus England (WILLIAMS et al., 1998) und den Vereinigten Staaten (FDEP, 1996, GERRITSEN et al., 1998) sowie eigenen Erfahrungen wurde daher 2001 der erste Vorschlag einer standardisierten Vorschrift entwickelt. Diese Vorschrift wurde seitdem in den Untersuchungen einzelner Länderprogramme angewandt. Außerdem wurden eigene Untersuchungen zur Praxistauglichkeit sowie statistische Auswertungen durchgeführt. Besonders berücksichtigt wurden dabei die Auswahl der Probestellen, die erforderliche Maschenweite bei den Probenahmen sowie die Praktikabilität im Gelände und im Labor. Die Ergebnisse dieser Auswertungen sowie die Überlegungen zu kontrovers diskutierten Punkten werden im Folgenden dargestellt. Die derzeitige Fassung der Probenahmevorschrift ist in Kapitel VI.1 im Rahmen der Darstellung des gesamten Bewertungsverfahrens ausführlich beschrieben.

1 Erfassung der Benthosfauna

1.1 Auswahl der Probestellen

Der Makrozoobenthosfauna der verschiedenen Tiefenzonen werden unterschiedliche Indiaktoreigenschaften zugeschrieben (BARTON, 1988). So spiegelt die Profundalfauna die

Trophiesituation eines Sees wider (THIENEMANN, 1920, WIEDERHOLM, 1980; KANSANEN et al., 1990; ROSENBERG & RESH, 1993; BRODERSEN & LINDEGAARD, 1999).

Auch die Litoralfauna kann zur kleinräumigen Trophieindikation herangezogen werden, wie die Entwicklung des Trophie-Index von FITTKAU et al. (1993) gezeigt hat. BRODERSEN et al. (1998) stellten ebenfalls einen Zusammenhang zwischen der Artenzusammensetzung der Litoralfauna und dem Chlorophyll a-Gehaltes eines Sees fest. Die Litoralfauna eignet sich aber auch zur Indikation struktureller Defizite und hydromechanischer Belastungen (BRAUNS ET AL., im Druck), da intakte Uferzonen komplexe Strukturen und daher hohe Artendiversitäten aufweisen. Laut TOLONEN et al. (2001) beeinflusst die Struktur die Verteilung der Makroinvertebratengemeinschaften sogar stärker als die Trophie.

Diese Heterogenität der Uferzone stellt aber auch ein Problem dar. Aufgrund des strukturell sehr komplexen Habitats sind die Organismen meist sehr ungleichmäßig verteilt und eine standardisierte Probenahme des Litorals ist sehr schwierig (DALL et al., 1990, BRODERSEN, 1998). Auch wenn die natürliche Varianz zwischen einzelnen Seen wahrscheinlich größer ist, als innerhalb eines Sees, führt diese zu einer Streuung der Bewertungsergebnisse (HAMALAINEN et al., 2003, WHITE & IRVINE, 2003). Es wären also Ebenso gestaltet sich die Beprobung der Benthoszönose im Phytal häufig als sehr schwierig, so dass auch hier sehr viele Parallelproben notwendig sind (MOSS & JOHNES, 1996).

In Anlehnung an Methoden aus den Vereinigten Staaten und England werden Schwierigkeiten die Habitatkomplexität von Stehgewässern zu erfassen in der vorliegenden Probenahmevervorschrift dadurch umgangen, dass die heterogenen Uferbereiche ausgespart werden und nur das weniger vielfältige und stabile Habitat Sublitoral beprobt wird. Das Sublitoral liegt nach GERRITSEN et al. (1998) unterhalb des Schwimmblattgürtels, aber oberhalb der Thermokline. Andere Autoren (z.B. BICK, 1998) bezeichnen den gesamten dauernd wasserführenden Bereich eines Sees oberhalb der Kompensationsebene als Sublitoral. In der standardisierten Probenahmevervorschrift ist das Sublitoral als die Zone zwischen Schwimmblattgürtel und Thermokline definiert.

Die Sublitoralfauna spiegelt die Landnutzung und auch die fischereiliche Nutzung eines Sees wider (Lewis et al. 2001, BLOCKSOM et al., 2002). Untersuchungen aus Florida zeigen (FDEP, 2001), dass mit der Sublitoralfauna auch die Insektizidbelastung eines Sees angezeigt werden kann. Nachdem die Trophie ausreichend mit den biologischen Komponenten Phytoplankton und Makrophyten/Phytobenthos angezeigt und bewertet werden

kann, erschließt sich mit der Makrozoobenthosfauna des Sublitorals die Möglichkeit, darüber hinaus gehende Beeinträchtigungen anzuzeigen.

Mittels statistischer Auswertungen wurde daher überprüft, ob Sublitoralproben geeignet sind, eine Bewertung von Stehgewässern mittels Makrozoobenthos nach Wasser-rahmenrichtlinie durchzuführen.

Zunächst wurde die Artenzusammensetzung in den verschiedenen Tiefenzonen der Seen verglichen. Dazu wurden Seen bzw. Teilbecken aus der Datenbank ausgewählt, die an einem Probenahmedatum in mindestens zwei Tiefenzonen beprobt wurden. (z.B. Sublitoral und Profundal, Litoral und Sublitoral oder auch Litoral und Profundal zu einem Probenahmedatum). Werden die Artenlisten der Tiefenzonen aus insgesamt 63 Teilbeckenbeprobungen miteinander verglichen, so wird ersichtlich, dass alle Taxagruppen im Sublitoral und im Litoral in ähnlicher Häufigkeit vertreten sind. Im Gegensatz dazu sind im Profundal eigentlich nur die drei Taxagruppen Chironomidae, Oligochaeta und Chaoboridae dominant. Die anderen Taxagruppen sind in ihren Individuenanteilen im Vergleich zum Litoral bzw. Sublitoral deutlich unterrepräsentiert oder fehlen ganz (s. Abb.1).

In einem zweiten Schritt wurde überprüft, wie gut eine Bewertung mittels biologischer Maßzahlen (Metrics) die tatsächliche Belastungssituation der Seen bzw. Teilbecken widerspiegelt. Dazu wurden zehn Maßzahlen ausgewählt: Anteil der Psammalarten, der Deutsche Faunaindex D02, der RETI, Anteil der Detritusfresser, Anteil der Sammler, Anteil der oligosaproben Arten, Anteil der Strömungsindifferenten, Anteil der Räuber, Arten der biozönotischen Region Eukrenal sowie der Anteil der Chironomiden. Diese Metrics wurden für die Artenlisten getrennt nach Tiefenzonen berechnet und anschließend mit dem Belastungsgradienten – sowohl Trophiezustand (Ist) als auch Nutzungsklasse – korreliert (Spearman Rangkorrelation). In die Nutzungsklasse fließen dabei die Nutzung des Einzugsgebietes und des Sees ein (vgl. Kapitel V.1.3). Die hierbei berücksichtigten Metrics besaßen Korrelationsfaktoren zwischen 0,31 (signifikante Korrelation) und 0,59 (sehr signifikante Korrelation) zur Nutzungsklasse bzw. zum Trophiezustand (Ist). Es gilt zu beachten, dass diese Auswahl der Metrics in einer frühen Auswertungsphase stattgefunden hat und somit nicht mit den in den Multimetricen Indizes enthaltenen Einzelmetrics zu vergleichen ist. Das heißt einige der Metrics wurden mitunter wegen der weiteren typspezifischen Entwicklung des Multimetricen Index wegen fehlender Tauglichkeit verworfen, andere davon sind jedoch auch in den Multimetricen Indizes

enthalten. Zusammenfassend zeigten in über 70 % der Fälle die Metricergebnisse der Sublitoralproben die besten Korrelationen (s. Abb. 2).

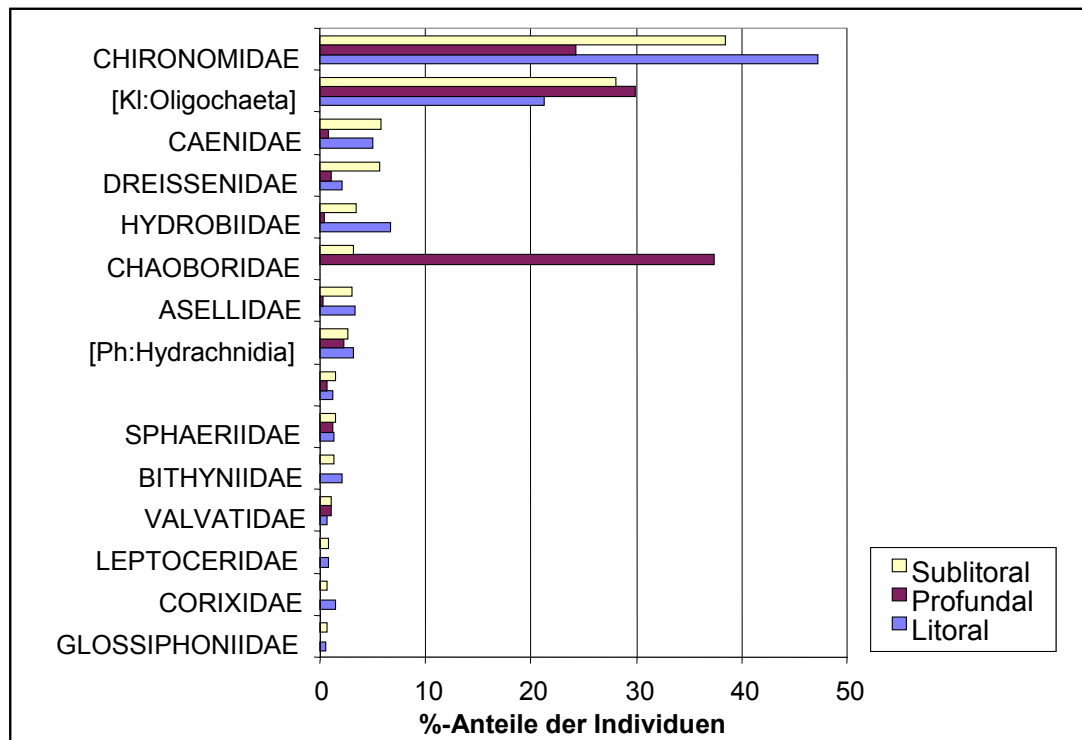


Abb. 1: Taxagruppenvergleich aus unterschiedlichen Tiefenzonen eines Teilbeckens. Dargestellt sind die Mittelwerte der prozentualen Individuenanteile aus 63 Teilbeckenvergleichen.

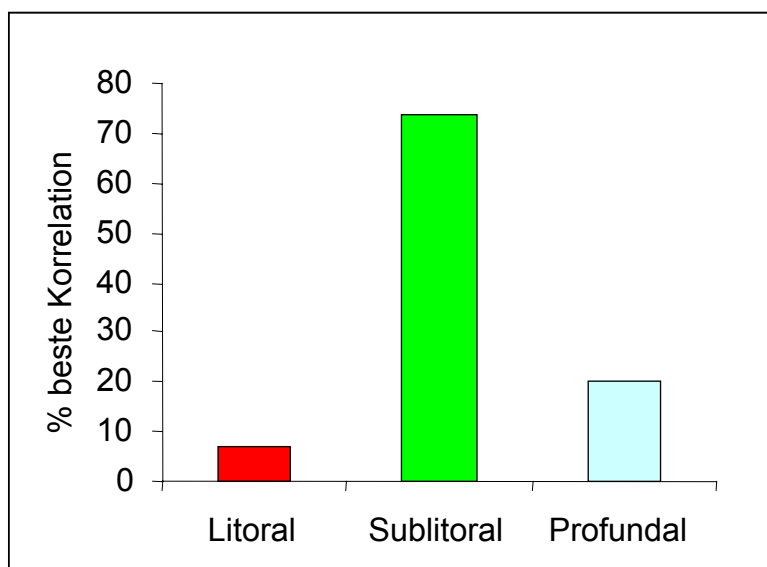


Abb. 2: Anteil der besten Korrelation einzelner Maßzahlen mit Belastungsgradienten berechnet aus den verschiedenen Tiefenzonen.

Nachdem der multimetrische Index bisher noch nicht ausreichend mit neuen Datensätzen validiert wurde, musste auf eine Überprüfung, wie stabil der Multimetrische Index auf die unterschiedlichen Tiefenzonen reagiert, verzichtet werden. Eine ausgewählte Zusammenstellung von mehreren Maßzahlen in einem Frühstadium der Auswertung wird nun nicht mehr im Bericht dargestellt. Ausführliche Analysen dazu werden sich im Abschlußbericht „Feinabstimmung des Bewertungsverfahrens“ 2005 befinden.

Die Taxagruppen des Makrozoobenthos werden also von Sublitoralproben ähnlich repräsentiert wie von Litoralproben. Die Sublitoralproben spiegeln außerdem den Belastungszustand der Stehgewässer deutlich wider. Anhand der vorliegenden Datengrundlage zeichnet sich also der Trend ab, dass eine Seenbewertung anhand der Makrozoobenthosfauna des Sublitorals wie in den USA auch bei uns möglich ist.

In Abwägung aller genannten Faktoren - Heterogenität des Litorals, positive Erfahrungen in den Routineverfahren der USA, abzeichnender Trend unser Daten - und des Kostenfaktors schlagen wir für das Routinemonitoring zur Bewertung nach WRRL eine Beprobung des Sublitorals vor. Eine Bewertung der Uferstruktur anhand der Litoralfauna erscheint uns zwar wünschenswert, aber eine repräsentative Beprobung aller Mesohabitate stellt einen erheblichen Mehraufwand dar, der finanziell in der Routine nicht leistbar sein wird. Der Zeit- und Kostenaufwand für eine Beprobung von zwölf Sublitoralproben wird derzeit schon als zu umfangreich angesehen.

Zur Festlegung der Probestellen im Sublitoral werden der See bzw. das Teilbecken anhand von Landmarken in etwa gleich große Sektoren unterteilt, in denen jeweils drei Parallelproben aus dem Sublitoral entnommen werden. Auf diese Weise werden die Probestellen gleichmäßig über den See verteilt und repräsentieren somit die Umweltbedingungen des gesamten Sees. Eine häufig angewandte Verteilung der Probestellen entlang von Transekten deckt dagegen nur einige Seebereiche ab, wie das Beispiel in Abb. 4 anhand der Verteilung von zwölf Probestellen nach beiden Methoden zeigt.

Aus wissenschaftlicher Sicht wäre natürlich eine flächendeckende Beprobung aller Substrattypen in allen Tiefenzonen zu verschiedenen Jahreszeiten sowie Wiederholungsbeprobungen in aufeinander folgenden Jahren wünschenswert. So würden auch seltene Arten besser erfasst, die für die biologische Gewässerbewertung wichtig sind. Eine Gewässerbewertung ist auch ohne die Einbeziehung der seltenen Arten möglich, allerdings ist die Trennung zwischen gering belasteten und stärker belasteten Gewässern dann schwieriger (Cao et al., 1998). Praktikabel im Routinemonitoring ist nur eine einmalige

Beprobung pro Jahr mit einer begrenzten Anzahl von Probestellen. Diese wenigen Probestellen sollten dann zumindest in einer Tiefenzone liegen und möglichst gleichmäßig über den See verteilt sein.

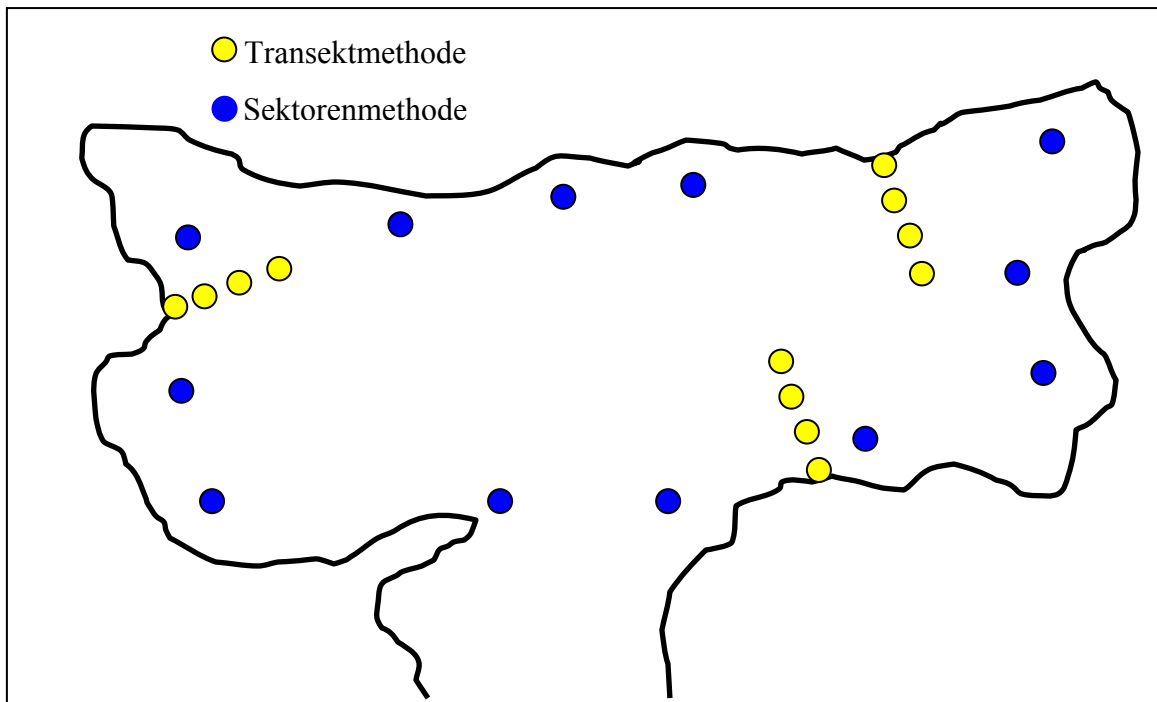


Abb. 4: Verteilung von zwölf Makrozoobenthos-Probestellen entlang von Transekten oder mittels der Sektorenmethode.

Bisher ist noch nicht abschließend geklärt, wie viele Stellen in einem See bzw. Teilbecken beprobt werden müssen, um eine repräsentative Artenliste für den gesamten See bzw. ein stabiles Bewertungsergebnis zu erhalten und damit eine Aussage über den ökologischen Zustand des Sees bzw. Teilbeckens treffen zu können. Die bisher in der Probenahmenvorschrift vorgeschlagene Anzahl von zwölf Probestellen beruht auf Erfahrungen mit der Sektorenmethode in Florida, U.S.A., die dort für Seen mit einer Fläche von maximal 10 ha angewendet wird (FDEP, 1996). Die EPA (United States Environmental Protection Agency) schreibt dagegen drei bis zehn Makrozoobenthos-Probestellen bei Stehgewässeruntersuchungen vor. Eine Untersuchung im Auftrag des Bayerischen Landesamtes (ORENDT, 2003) kam zu dem Schluss, dass Taxazahl und Individuenzahl sich bei 12 Proben pro See einer Sättigung nähern, sie aber nicht ganz erreichen. Wird dagegen nur jede zweite oder dritte Probe bearbeitet (also 6 bzw. 4 Untersuchungspunkte pro See) wird nach Ansicht des Autors nicht die repräsentative Taxazahl erfasst.

Im Rahmen der Validierung des Bewertungsverfahrens 2005 werden statistische Auswertungen hinsichtlich der notwendigen Probestellenanzahl durchgeführt. Als Grundlage werden dabei die 2004 an bayerischen Seen erhobenen Daten dienen. Diese Beprobung wurde an allen Seen vom gleichen Bearbeiter nach den Vorgaben der standardisierten Probenahmenvorschrift durchgeführt, so dass vergleichbare Datensätze vorliegen.

1.2 Maschenweite

In der ersten Fassung der standardisierten Probenahmenvorschrift wurde die Maschenweite der Probenahmegeräte und Siebe zunächst auf 0,2 mm festgelegt. Hintergrund dieser Überlegungen waren verschiedene Untersuchungen, bei denen die Anwendung unterschiedlicher Maschenweiten getestet wurde. So stellten NALEPA & ROBERTSON (1981) bis zu 80% mehr Individuen bei Oligochaeten und bis zu 50% bei Chironomiden fest, wenn beim Sieben statt der Maschenweite 0,6 mm die Stärke 0,1 mm verwendet wurde. Auch BARBER & KEVERN (1986) fanden in Fließgewässeruntersuchungen bei Verwendung der Maschenweite 0,25 mm zwischen 100 und 600 % mehr Individuen im Vergleich zum Sieben mit 0,5 mm. Schon JONASSON (1955) zog aus seinen vergleichenden Untersuchungen den Schluss, dass zur effizienten Beprobung eine Maschenweite von 0,2 mm notwendig ist. LEWIS et al. (2001) verwendeten dagegen eine Maschenweite von 0,6 mm und konnten mittels eines multimetrischen Index signifikante Unterschiede zwischen Referenzseen und belasteten Seen nachweisen.

In der Praxis stellte sich die Verwendung der Maschenweite 0,2 mm vor allem bei feinsubstratreichen Seen als sehr zeitaufwendig und kaum praktikabel heraus. Daher wurden in einer Versuchsreihe insgesamt 24 Sublitoralproben aus acht Seen in Schleswig-Holstein und zwölf Sublitoralproben aus einer Talsperre in Baden-Württemberg vor der Probenaufarbeitung in zwei Siebfraktionen getrennt, wobei jede Probe zunächst mit der Maschenweite 0,5 mm und danach mit der Maschenweite 0,2 mm gesiebt wurde. In Tabelle 1 wird deutlich, dass in der 0,5-Fraktion immer deutlich mehr Taxa gefunden wurden als in der 0,2-Fraktion. Dies bedeutet aber auch, dass sich die Taxazahl der 0,5-Fraktion meist nur gering von der Gesamtprobe (0,2 + 0,5 Fraktion) unterscheidet. Allerdings tauchten bis zu sieben Taxa nur in der 0,2-Siebfraktion auf, es werden also bei Verwendung der Maschenweite 0,5 mm einige Arten bzw. Taxa nicht erfasst. Hierbei handelte es sich aber meist um sehr frühe Larvestadien, die nicht weiter bestimmt werden konnten und dann auf Familienniveau oder gar Ordnungsniveau in die Artenliste eingingen. Ein Beispiel hierfür sind Ephemeropterenlarven im Plöner Becken des Plöner Sees.

In der 0,5-Fraktion konnten alle Eintagsfliegen bis zur Art bestimmt werden, während die jungen Stadien aus der 0,2-Fraktion als „neue“ Taxa *Caenis sp.*, bzw. Ephemeroptera Gen sp. eingingen.

Durch die zusätzliche Auswertung der 0,2-Fraktion wurden in den natürlichen Seen zwischen 2 und 48% mehr Individuen gefunden als in der 0,5-Fraktion (s. Tab. 2). In der Talsperre (Breitenauer See) wurden durch die Verwendung der Maschenweite 0,2 mm sogar 140 % mehr Individuen gefunden. Auch hierbei handelt es sich größtenteils um sehr junge Tiere, wie zum Beispiel im Plöner Becken des Plöner Sees. Bei 880 von 1176 Tieren, die in der 0,2-Fraktion gefunden wurden, handelt es sich um junge Muscheln und Schnecken (*Dreissena polymorpha* und *Bithynia tentaculata*), die in der 0,5-Fraktion ebenfalls in hoher Anzahl vorkamen.

Tab. 1: Taxazahlen der beiden Siebfraktionen, Gesamttaxazahl (0,2 + 0,5 Fraktion) sowie die Anzahl der Taxa, die nur in der 0,2-Fraktion vorkamen.

See	0,5 Fraktion	0,2 Fraktion	0,2 + 0,5 Fraktion	Taxa nur in 0,2 Fraktion
Arenholzer See	52	16	56	4
Breitenauer See	34	22	39	5
Dobersdorfer See	34	8	35	1
Plöner See (Aschberger B.)	44	11	47	3
Plöner See (Plöner Becken)	32	19	39	7
Selenter See	48	6	49	1
Südensee	21	4	21	0
Suhrer See	49	9	51	2
Wittensee	46	13	47	1

Tab. 2: Individuenzahlen der beiden Siebfractionen sowie in der Gesamtprobe (0,2 + 0,5 Fraktion).

See	0,5 Fraktion	0,2 Fraktion	0,2 + 0,5 Fraktion
Arenholzer See	4927	165	5092
Breitenauer See	4793	6884	11677
Dobersdorfer See	510	44	554
Plöner See (Aschberger B.)	1831	61	1892
Plöner See (Plöner Becken)	2438	1176	3614
Selenter See	1744	31	1775
Südensee	694	23	717
Suhrer See	925	59	984
Wittensee	5453	724	6177

Es stellte sich dann die Frage, ob der Artenausfall und der Individuenverlust bei Verwendung der Maschenweite 0,5 mm auch zu einer unterschiedlichen ökologischen Bewertung anhand biologischer Kenngrößen (Metrics) führen würde. Die Grundlage für diese Analyse bestand ebenfalls aus 36 Einzelproben aus acht Seen und einer Talsperre, wogegen die Nutzungsklasse aus der Umlandnutzung sowie der Seennutzung des jeweiligen Sees bzw. Talsperre erstellt wurde. Die Korrelation verschiedenster Metrics mit der Belastungsvoreinschätzung der Seen anhand der Nutzungsklasse zeigt für die 0,5-Siebfraction und die Gesamtprobe (rechnerische Zusammenfassung der 0,2 und der 0,5 Siebfraction) einen sehr ähnlichen Verlauf (Abb. 5 und 6). Die Ausgleichsgerade stellt dabei eine Hilfestellung für das Auge dar und soll den Trend der beiden Korrelationen verdeutlichen. Die Spearman-Korrelationskoeffizienten der 0,5-Fraktion liegen bei beiden Metrics sehr nahe an denen der Gesamtprobe. Die ökologischen Funktionen der Benthoszönose, welche durch die Maßzahlen wiedergegeben werden, lassen sich also anhand der 0,5-Fraktion ausreichend abbilden. Andere Metrics, welchen ebenso einen Belastungsgradienten abzubilden im Stande sind, zeigten dabei ein sehr ähnliches Bild.

In Abwägung aller Fakten wurde daher in der überarbeiteten Fassung der standardisierten Probenahmeverfahren eine Maschenweite von 0,5 mm für die Probenahmegeräte (vgl. Kapitel VI.1.1) und Siebe festgelegt, da vor allem unter der Abwägung der Kosten

und des Aufwandes der Informationsgewinn bei einer Maschenweite von 0,2 in einem geringen Verhältnis steht.

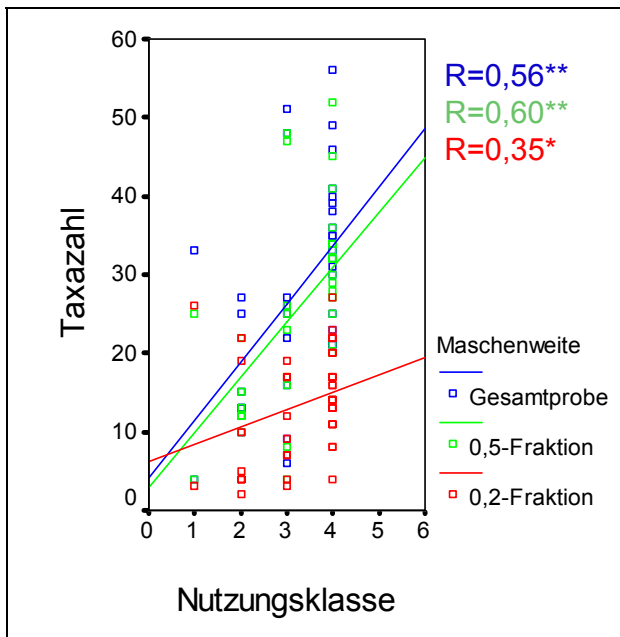


Abb. 5: Korrelation der Taxazahl mit der Nutzungsklasse der Seen getrennt berechnet für die beiden Siebfractionen sowie für die Gesamtproben. (** = Signifikanzniveau $< 0,01$; * = Signifikanzniveau $< 0,05$)

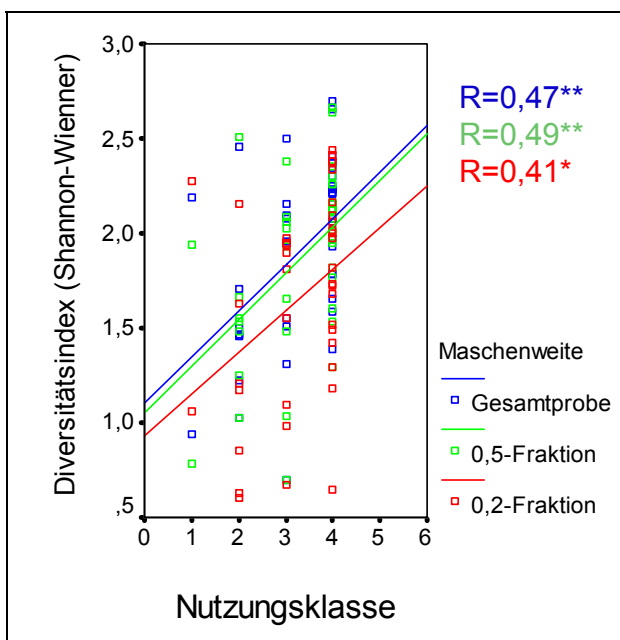


Abb. 6: Korrelation der Shannon-Wiener-Diversität mit der Nutzungsklasse der Seen getrennt berechnet für die beiden Siebfractionen sowie für die Gesamtproben (** = Signifikanzniveau $< 0,01$; * = Signifikanzniveau $< 0,05$)

2 Probenaufarbeitung

Zur weiteren Minimierung des Aufwandes war zunächst daran gedacht, zwar viele Teilproben zu ziehen, diese aber für jedes einheitliche Teilbecken eines Sees zu einer Mischprobe zu vereinigen und nur eine repräsentative Teilprobe von 200 Organismen auszuwerten. Die Praxis zeigte dann aber, dass die Organismen durch das Mischen, Sieben, Homogenisieren, Subsampling und erneutes Absieben einer sehr starken mechanischen Belastung ausgesetzt waren und zum Teil daher nicht mehr bestimmbar waren.

Die Teilproben werden deshalb getrennt ausgewertet und können jederzeit zu einer „rechnerischen“ Mischprobe vereinigt werden. Auf diese Weise können außerdem jederzeit die Artenlisten der einzelnen Probestellen abgerufen werden, um eventuell Rückschlüsse auf Belastungen in einzelnen Seebereichen zu ziehen.

Auf das Subsampling der Teilproben wird verzichtet, da dieser zusätzliche Zeitaufwand von ca. 1-2 Stunden pro Teilprobe nur bei individuenreichen Proben eine tatsächliche Zeitersparnis bedeutet. Bei individuenärmeren Proben müssen mehrere Unterproben ausgelesen werden, was den Zeitaufwand wieder erhöht.

Für Proben, die sowohl organische wie auch mineralische Bestandteile besitzen, ist eine weitere Reduzierung des Zeitaufwandes durch Flotation möglich. Die Probe wird dabei mit einer konzentrierten Zuckerlösung (550 g Zucker auf 450 ml Wasser) versetzt, so dass mineralische Anteile im Gefäß nach unten absinken und der organische Teil, in dem ca. 99 % der Makrozoobenthosorganismen enthalten sind, die obere Phase bildet. Die obere Phase wird dann in die Ausleseschalen abgegossen, während der mineralische Teil nach kurzer Sichtung, ob noch Organismen enthalten sind, verworfen wird. Das Flotationsverfahren bedient sich einer Zuckerlösung mit einem spezifischen Gewicht von $1,3 \text{ g/cm}^3$, die mit gewöhnlichem Haushaltszucker hergestellt werden kann. Diese so genannte Arthur's Methode ist in FAUST et al. (1938) und auch von anderen Autoren (ANDERSON, 1959; KAJAK et al., 1968) beschrieben bzw. kann auch im Internet (FRIEDRICH-LOEFFLER-INSTITUT, 2004) nachgelesen werden.

Aufgrund der oben ausgeführten Verbesserungen der standardisierten Probenahmenvorschrift – Maschenweite 0,5 mm statt 0,2 mm, keine Mischprobe, kein Subsampling der Teilproben, Flotationsverfahren – konnte der Zeitaufwand für die Probenaufarbeitung von durchschnittlich 20 Stunden auf circa 10 Stunden pro Teilprobe gesenkt werden.

3 Determination

Das Bestimmungsniveau der einzelnen Taxa richtet sich nach der Operationellen Taxaliste des Makrozoobenthos für Fließgewässeruntersuchungen (BRAUKMANN et al., 2002, HAASE et al., 2004), in der einheitliche (standardisierte) Mindestanforderungen an die Bestimmung festgelegt sind. Die Festlegung des Mindestbestimmungsniveaus richtete sich dabei nach den Kriterien: was ist taxonomisch möglich, was ist praktikabel (Preis-/Leistungsverhältnis) und was ist zur Umsetzung der EU-WRRL notwendig.

Bei der Entwicklung des Bewertungsverfahrens für Stehgewässer mittels Makrozoobenthos hat sich gezeigt, dass dieses - in der Operationellen Taxaliste festgelegte - Mindestbestimmungsniveau auch für die Bewertung von Seen ausreichend ist. Selbstverständlich ist eine weitergehende Bestimmung immer erwünscht, sie ist aber für die Umsetzung der WRRL derzeit nicht notwendig. Wichtig ist allerdings, dass zur Bewertung nach WRRL einheitliche Taxalisten herangezogen werden (vgl. Kapitel V.1.1., S. 23).

4 Praxistauglichkeit

Im Rahmen eines ersten Praxistests für Makrozoobenthos in Stehgewässern konnte im Frühjahr 2004 die standardisierte Probenahmenvorschrift von uns auf Praktikabilität getestet werden. Dazu wurden in Absprache mit den Ländervertretern zehn Seen in der Ökoregion Alpen / Voralpen ausgewählt, um neben der Durchführung des Praxistest auch die Datengrundlage für diese Ökoregion zu verbessern. Wie sich zeigte, waren alle zehn Gewässer nach den Vorgaben der Probenahmenvorschrift mit dem Birge-Ekmann-Greifer gut zu beproben. Allerdings sollte bei sehr weichem Bodensubstrat (Beispiel Unterer Inselsee) besser ein Limnostecher verwendet werden, um das Probenvolumen zu verringern.

Für die Beprobung eines Sees waren zwei Probenehmer zusammen sechs bis acht Stunden vor Ort unterwegs. Das Spülen der Probe mit der Lenzpumpe funktionierte am besten direkt auf dem Boot, vor allem da so immer frisches Wasser durch die Bootsbewegung gewährleistet war. Eine zeitliche wie auch organisatorische Entlastung bei der Probenahme brachte der Einsatz eines Bootsführers mit sich. Dieser war ausschließlich mit der Steuerung des Bootes zwischen den Untersuchungspunkten beschäftigt und war verantwortlich für die stabilisierende Lage des Bootes bei den Probenahmen selbst. Das Boot sollte zumindest Platz für fünf Personen bieten, um das Probenahmematerial gut verstauen zu können und dabei noch Platz zum Hantieren zu haben. Außerdem sollte das Boot zumindest mit einem starken Elektromotor bzw. wenn es erlaubt ist auch mit einem

Verbrennungsmotor ausgestattet sein, damit auch eine Beprobung bei stärkerem Gegenwind möglich ist, ohne das Substrat vor Ort durch den Einsatz eines Ankers zu beschädigen.

5 Offene Fragen

Auch nach der Überarbeitung der standardisierten Probenahmenvorschrift bleiben noch einige Fragen offen, die aufgrund mangelnder Daten noch nicht abschließend geklärt werden konnten:

- Wie viele Stellen müssen in einem See bzw. Teilbecken beprobt werden, um eine repräsentative Artenliste für den gesamten See zu erhalten und damit eine Aussage über den ökologischen Zustand des Sees bzw. Teilbeckens treffen zu können? Anhand der statistischen Auswertung auf der Grundlage der Beprobungen 2004 soll diese Frage noch geklärt werden.
- Finden des Sublitorals, v.a. in makrophytenreichen Flachseen, in Seen bei denen der Makrophytengürtel bis zur Thermokline reicht oder in makrophytenlosen Seen
- Übertragbarkeit der Probenahmenvorschrift auf künstliche Stehgewässer, z. B. Talsperren, Baggerseen und Tagebauseen muss getestet werden

V. Entwicklung des Bewertungsverfahrens

Die in dem vorliegenden Bericht dargestellte Entwicklung eines gewässertyp-spezifischen Bewertungsverfahrens für Stehgewässer in Deutschland anhand des Makrozoobenthos basiert auf einer kleinen sehr heterogenen Datengrundlage (siehe auch Kapitel V.1.4). Vor allem Daten zu unbelasteten Referenzseen sind dabei nur in geringem Maße vorhanden. Eine Zuordnung der Makrozoobenthosorganismen zu bestimmten Indikatorgruppen, wie beispielsweise bei RIVPACS (JOHNSON, 2003) ist mit der vorliegenden Datengrundlage nicht möglich. Für die Erstellung von Referenzartenlisten sind Erhebungen an vielen unbelasteten Gewässern notwendig (WILLIAMS et al., 1998).

Außerdem zeigen Artenlisten aufgrund natürlicher Variation grundsätzlich große Unterschiede in der Artenzusammensetzung (JOHNSON, 1998; WHITE, 2001). Biologische Kenngrößen (Metrics) bieten dagegen ein gutes Abbild der Artenzusammensetzung, ohne dass es zu einem Informationsverlust kommt (KARR & CHU, 1999). Metricergebnisse lassen sich trotz räumlicher und zeitlicher Varianz in der Benthoszönose statistisch gut absichern (JOHNSON, 1998). Daher wurde im vorliegenden Verfahren ein multimetrischer Ansatz gewählt und ein Bewertungssystem entwickelt, dass für den Anwender im Routinemonitoring leicht nachvollziehbar ist (Gerritsen, 1995). Durch ein eigens dafür programmiertes EDV-Modul soll die Bewertung zeitsparend und handhabbar werden.

Auf Stehgewässer wirken nun die unterschiedlichsten Stressoren. Ziel war es, ein gewässertypspezifisches Bewertungsverfahren zu entwickeln, dass die verschiedenen Belastungsfaktoren integriert und anhand der Makrozoobenthoszönose eine Zuordnung zu einer ökologischen Zustandsklasse ermöglicht.

1. Datengrundlage

1.1. Datenerhebung und Vereinheitlichung der Datengrundlage

Es wurden Daten zu insgesamt 1384 Makrozoobenthosprobenahmen an 209 Stehgewässern in Deutschland gesammelt und in einer Access-Datenbank hierarchisch strukturiert. Diese Daten sind nicht nach der hier vorgeschlagenen standardisierten Probenahmenvorschrift oder einem anderen Methodenstandard erhoben worden, sondern stammen aus Beprobungen der Bundesländer und weiterer wissenschaftlicher Untersuchungen der letzten 12 Jahre.

Es wurden dabei nicht nur Daten von Seen mit einer Fläche von mindestens 50 ha berücksichtigt, die laut Wasserrahmenrichtlinie bewertet werden müssen, sondern

auch Daten von kleineren Seen. Der Zusammenhang zwischen Seegröße und der Benthosfauna wurde zwar in verschiedenen Untersuchungen schon nachgewiesen (MOSS & JOHNES, 1996), Unterschiede in der Benthosfauna aufgrund der Seegröße sind aber bei den in der Datenbank enthaltenen Seen > 50 ha (Seefläche zwischen 50 ha und 100 km²) ebenfalls zu vermuten. Die Erweiterung auf Seen < 50 ha war zwingend notwendig, um einen größeren Datensatz für die Verfahrensentwicklung zu erhalten.

Ebenfalls in der Datenbank enthalten sind Angaben zu geographischer Lage und Entstehung der Seen; Fläche, Volumen, Länge, Breite, maximale Tiefe, Schichtungsverhalten und Trophiezustand der Seen; Fläche, Geologie und Nutzung des Einzugsgebietes; Nutzung der Seen; Tiefe und Substratverteilung an den Probestellen; Datum, Bearbeiter und Methodik der Probenahme; Quelle der Daten sowie Angaben zur Uferstruktur.

Leider waren nicht alle Datensätze vollständig, so dass Nacherhebungen durchgeführt werden mussten. Zum einen wurde versucht, fehlende Angaben über die Bearbeiter zu erhalten. Zum anderen wurden Länge, Breite, Fläche und Höhenlage der Seen sowie Fläche und Nutzung des Einzugsgebietes anhand topographischer Karten nacherhoben (TOP 50, Amtliche Topographische Karten, eine Serie der deutschen Landesvermessung). Informationen, die nicht oder nur aufwendig aus Karten herauszulesen waren (z. B. Uferstruktur), wurden obwohl in den seltensten Fällen vorhanden, nicht nacherhoben.

Des Weiteren wurde eine Vereinheitlichung der Datengrundlage hinsichtlich Probenahmemethodik, Häufigkeitsangabe und Bestimmungsniveau durchgeführt. So wurden nur Daten quantitativer und semiquantitativer Erhebungen berücksichtigt, die alle Großgruppen des Makrozoobenthos einbeziehen.

Die Angaben zur Häufigkeit der Benthosorganismen lagen entweder in Form von Häufigkeitsklassen oder als Individuenzahlen vor. Zur besseren Vergleichbarkeit und um individuenbasierte Indizes berechnen zu können, wurden die Häufigkeitsklassen in Individuenzahlen umgerechnet, wobei jeweils die Klassenmitte als Angabe verwendet wurde. Zur Berechnung häufigkeitsklassenbasierter Indizes wurden umgekehrt absolute Zahlen in Häufigkeitsklassen umgerechnet. Grundlage waren die Abundanzstufen nach ALF et al. (1992) (s. Tab. 3).

Tab. 3: Abundanzstufen nach Alf et al. (1992).

Abundanzstufe	Individuenzahl
1	1
2	2-20
3	21-40
4	41-80
5	81-160
6	161-320
7	>320

Die Ergebnisse der Benthosuntersuchungen fielen sehr unterschiedlich aus, was zum einen an sehr unterschiedlichen Probenahmemethoden, zum anderen an Unterschieden in der Bestimmungstiefe sowie möglichen Fehlern bei nicht sicher zu bestimmenden Taxa lag. Dies führte zu sehr heterogenen, kaum miteinander vergleichbaren Taxalisten, die neben den natürlichen Unterschieden zwischen den Stehgewässern auch die Unterschiede der verschiedenen Methoden und Bestimmungsintensität widerspiegeln könnten.

Daher wurden alle Taxalisten einer Harmonisierung gemäß der Operationellen Taxaliste des Makrozoobenthos für Fließgewässeruntersuchungen (BRAUKMANN et al., 2002, HAASE et al., 2004) unterzogen, in der standardisierte Mindestanforderungen an die Bestimmung festgelegt sind. Die Festlegung des Mindestbestimmungsniveaus richtete sich dabei nach den Kriterien: was ist taxonomisch möglich, was ist praktikabel (Preis-/Leistungsverhältnis) und was ist zur Umsetzung der EU-WRRL notwendig.

Bei der Entwicklung des Bewertungsverfahrens für Stehgewässer mittels Makrozoobenthos hat sich gezeigt, dass das in der Operationellen Taxaliste festgelegte Mindestbestimmungsniveau auch für die Bewertung von Seen ausreichend ist. Es wäre allerdings auch eine Zusammenführung der bisher existierenden Listen „Operationellen Taxaliste des Makrozoobenthos für Fließgewässeruntersuchungen“ (BRAUKMANN et al., 2002, HAASE et al., 2004) und „Qualitätssicherung in der biologischen Gewässeranalyse“ (FISCHER et al., 2004) zu einer bundesweiten Gesamtliste erstrebenswert. Selbstverständlich ist eine weitergehende Bestimmung immer erwünscht, sie ist aber für die Umsetzung der WRRL derzeit nicht notwendig. So hat sich z.B. im Rahmen der DGL-Tagungen ein Arbeitskreis eingerichtet, der zum Ziel hat, die Bestimmung der Chironomidae auf Gattungs- bzw. so weit möglich auch auf Artniveau durch verbesserte Bestimmungsliteratur einer breiten Masse von interessierten Limnologen zu vermitteln. Außerdem wird diese Familie auch

durch erweiterte autökologische Informationen an Gewicht in der Bewertung von Steh- und Fließgewässern zunehmen. Bis zur Anwendungsreife ist dies aber nach persönlicher Rücksprache mit Herrn Orendt (Mitinitiator des DGL Arbeitskreises Chironomidae) ein längerer Weg. Wir begrüßen diese Entwicklung sehr, doch kann unter den jetzigen Voraussetzungen eine Bestimmung dieser Arten noch nicht allgemein von den Ländern gefordert werden, da es bis dato dem Spezialisten vorenthalten ist Larvalstadien der Zuckmücken relativ tief zu bestimmen. Eine Untersuchung an ca. 300 schwedischen Seen hatte bei der Bestimmungstiefe ebenso versucht alle Taxa mit Ausnahme der Oligochaeta und Chironomidae auf das am niedrigsten mögliche taxonomische Level zu bestimmen (JOHNSON, 2003). Die Familie der Chironomidae, welche bei der operationellen Taxaliste auf Unterfamilienniveau bestimmt werden, wurden in jener Untersuchung „nur“ als Chironomidae bestimmt. Schlussendlich ist es allerdings wichtig, dass zur Bewertung nach WRRL einheitliche Taxalisten herangezogen werden.

Abschließend wurden die Artenlisten aller Proben eines Probenahmedatums an einem See bzw. Teilbecken zu einem Datensatz zusammengefasst. Diese Datensätze stellen also jeweils die rechnerische Mischprobe einer Beprobung dar und gewährleisten so eine Gesamtbewertung eines Sees bzw. Teilbeckens. Die MZB-Datenbank Seen enthält 416 solcher Datensätze, die sich wie in Tabelle 4 dargestellt auf die Bundesländer verteilen.

Tab. 4: Anzahl der Datensätze aus den Bundesländern

Bundesland	Anzahl Datensätze
Baden-Württemberg	18
Bayern	16
Brandenburg	104
Mecklenburg-Vorpommern	40
Niedersachsen	5
Nordrhein-Westfalen	7
Sachsen	6
Schleswig-Holstein	220

1.2 Zuordnung der Gewässertypen

Laut Wasserrahmenrichtlinie ist die ökologische Gewässerbewertung anhand der aquatischen Biozönose vorzunehmen. Die Bewertung erfolgt über den Vergleich mit typ-

spezifischen Referenzgewässern. Es war also zunächst die Entwicklung einer Seetypologie notwendig. Für die Stehgewässer der Bundesrepublik Deutschland erarbeiteten MATHES et al. (2003) diese Typologie anhand der Kriterien Ökoregion, Kalkgehalt, Größe des Einzugsgebietes im Verhältnis zum Seevolumen und Schichtungsverhalten.

Die Seen aus der MZB-Datenbank wurden diesen Gewässertypen zugeordnet. Diese Typzuweisungen wurden im Folgenden nach Angaben der Länderbehörden ergänzt bzw. korrigiert. Tabelle 5 ist zu entnehmen, wie viele Datensätze jeweils einem Seetyp zugeordnet werden konnten. Der Großteil der Datensätze stammt aus Seen, die in der Ökoregion Tiefland liegen (Typ 10 - 14). Für die anderen Gewässertypen sind keine oder nur einige wenige Datensätze vorhanden. Insgesamt elf Datensätze haben keine Typzuweisung, da für die Zuordnung wichtige abiotische Begleitdaten fehlten und auch nicht nachzuerheben waren.

Tab. 5: Anzahl der Datensätze pro Seetyp.

Typ Nr.	Typbezeichnung nach MATHES et al. (2003)	Anzahl Datensätze
1	Voralpensee, kalkreich, gr. Einzugsgebiet, ungeschichtet	0
2	Voralpensee, kalkreich, gr. Einzugsgebiet, geschichtet	2
3	Voralpensee, kalkreich, kl. Einzugsgebiet, geschichtet	7
4	Alpensee, kalkreich, geschichtet	7
5	Mittelgebirge, kalkreich, gr. Einzugsgebiet, geschichtet	1
6	Mittelgebirge, kalkreich, gr. Einzugsgebiet, ungeschichtet	0
7	Mittelgebirge, kalkreich, kl. Einzugsgebiet, geschichtet	2
8	Mittelgebirge, kalkarm, gr. Einzugsgebiet, geschichtet	0
9	Mittelgebirge, kalkarm, kl. Einzugsgebiet, geschichtet	0
10	Tiefland, kalkreich, gr. Einzugsgebiet, geschichtet	85
11	Tiefland, kalkreich, gr. Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweildauer > 30 d	106
12	Tiefland, kalkreich, gr. Einzugsgebiet, ungeschichtet, Verweildauer 3-30 d	9
13	Tiefland, kalkreich, kl. Einzugsgebiet, geschichtet	116
14	Tiefland, kalkreich, kl. Einzugsgebiet, ungeschichtet	25
	Sondertyp Abgrabungsseen (neutral bis basisch)	7
	Sondertyp Abgrabungsseen (schwach bis extrem sauer)	2
	Sondertyp huminstoffgeprägte Seen	26
	Sondertyp elektrolytreiche Seen	10
	keine Typzuordnung	11

Aufgabe des Projektes war es auch zu überprüfen, ob sich diese Typologie in der Makrozoobenthosbesiedlung widerspiegelt. Mit Hilfe einer Diskriminanzanalyse wurde versucht, auf Metricsebene, welche sämtliche autökologischen Informationen zusammenfasst und in Zahlenwerten ausdrückt, die Makrozoobenthosbiozönosen der Seen zu gruppieren. In die Analyse gingen nur Daten von Seen aus der Ökoregion Tiefland ein, die als unbelastete Referenzseen gelten können oder die nur äußerst geringen Beeinträchtigungen ausgesetzt sind (bedingte Referenzen). Da bisher nur vier (Typ 11 und 13) unbelastete Referenzseen in die Datenbank integriert sind, wurden 36 bedingte Referenzseen hinzugenommen, um so überhaupt eine Datengrundlage für die Analyse schaffen zu können. Für Typ 12 war die Datengrundlage allerdings trotz dieser Erweiterung für eine statistische Analyse zu gering.

Eine Diskriminanzanalyse hat zum Ziel ein Individuum, in unserem Falle eine Benthoszönose, auf Grund von unabhängigen Variablen (in unserem Falle die biologischen Kenngrößen oder Metrics) einer von mehreren Gruppen (Seetypen) zuzuordnen (vgl. hierzu Barbour et al, 1996; Ludwig & Reynolds, 1988). Um eine solche Analyse jedoch durchführen zu dürfen, musste im Vorfeld überprüft werden, ob für die unabhängigen Variablen eine Normalverteilung gegeben ist. Außerdem wurde überprüft in wie weit die Homogenität der Varianz vorhanden ist. Mit Hilfe des Kolmogorov-Smirnov-Tests (Signifikanzkorrektur nach Lilliefors) auf Normalverteilung konnte bestätigt werden, dass der Großteil der Daten normalverteilt war. Ebenso konnte mit Hilfe der Levene-Statistik basierend auf dem Mittelwert bzw. auf dem Median für den größten Teil der Daten belegt werden, dass die Varianz in der Grundgesamtheit aller vier Gruppen (Typ 10, 11, 13, 14) gleich ist.

Eine Diskriminanzfunktion setzt sich im Allgemeinen aus den einbezogenen Variablen (in unserem Falle Kenngrößen) x_1 bis x_i , sowie den von der Analyse zu schätzenden Koeffizienten b_1 bis b_i wie auch der Konstante K zusammen. Die allgemeine Formel für eine lineare Diskriminanzfunktion lautet:

$$\tilde{D} = b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_ix_i + K$$

In der vorliegenden Kanonischen Diskriminanzfunktion wurde mit Hilfe der ersten beiden Diskriminanzfunktionen (bezeichnet als „Funktion 1“ und „Funktion 2“ in Abb. 7) die Gruppenzugehörigkeit der einzelnen Biozönosen, dargestellt als jeweils ein Punkt, im zweidimensionalen Raum festgelegt. Die Farbe der Punkte gab dabei die tatsächliche Gruppenzugehörigkeit einer Biozönose wieder, was in unserem Fall der Typzuordnung nach MATHES et al. (2003) entsprach.

Als unabhängige Variablen wurden zehn unterschiedliche Maßzahlen (Metrics) ausgewählt, die für die Tieflandtypen 10, 11, 13 und 14 gute Korrelationen mit der Belastungs-Voreinschätzung (vgl. Kapitel V.1.3) zeigten und somit in der Liste der Kandidatenmetrics enthalten waren: Shannon-Wiener-Diversität, Anteil der Arten mit biozönotischer Präferenz Litoral, Anteil der strömungsindifferenten Arten, Anteil der Arten mit Habitatpräferenz Psammal, Anteil der Weidegänger, Anteil der Sedimentfresser, Anteil der Arten mit dem Fortbewegungstyp kriechend, Anteil der oligosaproben Arten, Anteil der Chironomiden und die Gesamttaxazahl.

Mit der Analyse wurde überprüft, inwiefern die Cluster der Biozönosen die Seetypen nach MATHES et al. (2003) abbilden bzw. ob sich auf Grund der biologischen Komponente Makrozoobenthos auf Kenngrößenebene auch Typen zusammenfassen lassen. Wie aus Abb. 7 ersichtlich ist, lassen sich Seetypen 11 und 14 (ungeschichtete Seen mit großem bzw. kleinem Einzugsgebiet) im Referenzzustand durch die zehn Metricergebnisse relativ deutlich von den restlichen Seen und auch voneinander abtrennen. Die Metricwerte der Seetypen 10 und 13 (geschichtete Seen mit großem bzw. kleinem Einzugsgebiet) hingegen bilden eine gemeinsame große Punktwolke, die sich nicht weiter differenzieren lässt. Auch die Gruppenmittelpunkte, welche den Scherpunkten der Typpunktwolken entsprechen bzw. die Funktionsmittelwerte der vier Gruppen bilden, liegen für Typ 10 und 13 eng nebeneinander. Dies kann als weiteres Indiz dafür gedeutet werden, dass sich mit Hilfe der zehn Maßzahlen keine Unterschiede zwischen Typ 10 und 13 herausarbeiten lassen. Allerdings könnte auch das Hinzuziehen der bedingten Referenzen sowie die Heterogenität der Daten hinsichtlich der beprobten Tiefenzone und des Probenahmezeitpunktes zu einer zusätzlichen Streuung der Datensätze geführt haben. Außerdem stammen die ältesten Datensätze der Referenzseen aus dem Jahr 1998, während die neusten Erhebungen 2002 durchgeführt wurden.

Wie im weiteren Vorlauf des Berichts dargestellt wird, sind nach der letztendlichen Auswahl der Coremetrics einige Metrics Bestandteil in den Multimetricischen Indizes sowohl für Seetyp Typ 10 als auch für Typ 13. Allerdings besitzen sie ganz unterschiedliche Referenzwerte (Bsp. ASPT). Dies deutet darauf hin, dass sich auch auf Grund einzelner Maßzahlen eine Unterscheidung zwischen Typ 10 und Typ 13 sehr wohl vollziehen lässt.

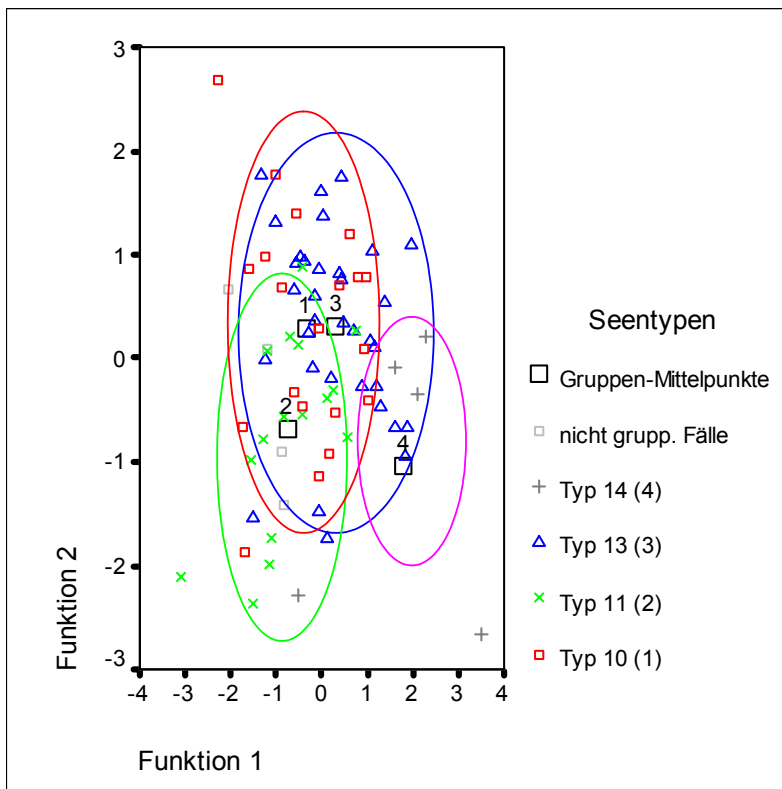


Abb. 7: Kanonische Diskriminanzfunktion: Gruppierung der Seen im Referenzzustand mit Hilfe von Metrics (nur Tieflandtypen mit großer Datenbasis berücksichtigt).

Als Trendaussage lassen sich also mit Hilfe der zehn Metrics nach derzeitiger Datenebene die Seentypen 11 und 14 abbilden, während die Typen 10 und 13 eine Typengruppe bilden. Dennoch wurden die weiteren Analysen für die Entwicklung des Bewertungsverfahrens zunächst noch getrennt für alle Typen durchgeführt. Eine Gruppierung der Typen kann auch später noch erfolgen, wenn im Rahmen der Validierung des Bewertungssystems mit weiteren Datensätzen und eventuell einer größeren Anzahl von Referenzen eine Typen-Gruppierung verifiziert werden kann. Außerdem soll eine Überprüfung der Seentypisierung nach MATHES et al. (2003) an Hand der reinen Artenlisten erfolgen. Dabei steht nicht wie in der jetzigen Fragestellung im Vordergrund, ob sich auf Metricsebene Unterschiede in der Biozönose im Referenzzustand erkennen lassen, sondern ob die Artenzusammensetzung die Seentypologie zumindest in Teilen widerzuspiegeln vermag.

1.3 Belastungs-Voreinschätzung der Gewässer

Zur Entwicklung eines Bewertungsverfahrens, ob nun mit metrischem oder taxon-spezifischem Ansatz, ist es zunächst notwendig, eine Belastungs-Voreinschätzung der Gewässer anhand abiotischer Begleitdaten durchzuführen. Im nächsten Schritt werden

dann Kenngrößen (Metrics) oder Referenzarten festgelegt, mit denen sich unbelastete von belasteten Seen unterscheiden lassen. Im Idealfall reagieren Metrics entlang eines Belastungsgradienten.

In vielen Untersuchungen wird bisher nur zwischen Referenzseen und belasteten Seen unterschieden (BARBOUR et al., 1996, BLOCKSOM et al., 2002). Eine andere Möglichkeit der Voreinschätzung stellt die Trophiebewertung nach LAWA (1998) dar. JOHNSON (2003) berücksichtigt zur Unterscheidung von Referenzseen und belasteten Seen dagegen unter anderem die Landnutzung. Da das hier vorgestellte Bewertungsverfahren mittels Makrozoobenthos aber auch Belastungen erfassen soll, die über die Trophie hinausgehen, wurde zur Belastungs-Voreinschätzung der Seen daher ein Klassifizierungssystem erarbeitet, das auch die Landnutzung mit einbezieht. Dabei sollten nicht nur Referenzseen von belasteten Seen unterschieden, sondern auch eine fünfstufige Voreinschätzung des Belastungsgrades durchgeführt werden können. Dieses Klassifizierungssystem greift auf abiotische Daten zurück, die für alle Gewässer objektiv und auf einheitliche Art und Weise zu ermitteln sind. Anhand der Landnutzung im Einzugsgebiet, der Nutzung des Sees und der Anzahl der Kläranlagen, die in das Einzugsgebiet oder den See entwässern wurden fünf „Nutzungsklassen“ definiert und die in der Datenbank integrierten Seen diesen Klassen zugeordnet. Die generelle Zuordnung zu einer Nutzungsklasse erfolgte dabei zunächst anhand der Nutzung des Einzugsgebietes. Eine starke Seenutzung oder Kläranlagen im Einzugsgebiet führten zur Abwertung um eine Stufe. So wurde beispielsweise ein See, in dessen Einzugsgebiet keine landwirtschaftlich genutzten Flächen, keine Siedlungsgebiete und keine Kläranlagen liegen und der lediglich in geringem Maße fischereilich genutzt wird, als Referenzgewässer (Nutzungsklasse 1) deklariert. Seen ohne landwirtschaftlich genutzte Flächen oder Siedlungsgebiete aber mit Kläranlagen im Einzugsgebiet sind der Nutzungsklasse 2 zugeordnet worden. Die Ableitung der fünf Nutzungsklassen ist in Tabelle 6 beschrieben. Auch wenn diese Klasseneinteilung noch relativ grob vorgenommen wurde, da genauere Angaben zum Beispiel zum Ausbaugrad der Kläranlagen oder der Häufigkeit und Art des Bootsbetriebes fehlten, ermöglicht dieses System doch eine Voreinschätzung über die Unterscheidung von Referenzseen und belasteten Seen hinaus. Die Einbeziehung der subjektiven Vorort-Einschätzung der Experten in diese Belastungs-Voreinschätzung wurde wieder verworfen, da dort zu etlichen Seen sehr unterschiedliche Angaben gemacht wurden. Im Rahmen der Verfahrensvalidierung soll diese aber separat berücksichtigt werden.

Die Belastungs-Voreinschätzung anhand der Landnutzung, der Seenutzung und der Anzahl der Kläranlagen im Einzugsgebiet integriert Nährstoffeinträge, Einträge von Spurenstoffen (z.B. Pestizide, Schwermetalle) und den Naherholungsdruck als mögliche Belastungsfaktoren.

Die derzeit in der Datenbank integrierten Datensätze wurden größtenteils den Nutzungsklassen 2, 3 und 4 zugeordnet, so dass für einige Gewässertypen nicht die ganze Spannweite der möglichen Degradation abgedeckt werden konnte (s. Tabelle 7).

Tab. 6: Klassifizierungssystem zur Belastungs-Voreinschätzung der Seen

Nutzungsklasse	Anteil Siedlungsfläche + landwirtschaftl. genutzte Fläche	Nutzung See	Kläranlage i. Einzugsgebiet
1	0 %	sehr gering	nein
2	≤ 10 %	gering (z.B. Angelsee)	nein
3	11-49 %	moderat (z.B. Badeseesee)	nein
4	≥ 50 %	stark (z.B. Bootsbetrieb)	ja
5	≥ 90 %		ja

Tab. 7: Zuordnung der Datensätze zu den Nutzungsklassen und Seetypen.

Nutzungsklasse / Typ	1	2	3	4	5
1	-	-	-	-	-
2	1	1	-	-	-
3	-	-	7	-	-
4	-	4	1	1	1
5	-	-	-	1	-
6	-	-	-	-	-
7	-	2	-	-	-
8	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-
10	-	28	27	30	-
11	3	18	16	61	8
12	1	1	2	5	-
13	6	25	30	54	1
14	-	4	12	9	-
Abgrabungseen (neutral-basisch)	-	3	1	-	3
Abgrabungseen (sauer)	-	2	-	-	-
huminstoffgeprägte Seen	18	3	3	2	-
elektrolytreiche Seen	1	-	1	7	1
keine Typzuordnung	-	5	5	1	-

1.4 Auswahl tauglicher Datensätze

Aus der sehr heterogenen Datengrundlage wurden die für eine Analyse geeigneten Datensätze ausgewählt. Dabei standen die Vergleichbarkeit der Datensätze und die Datenqualität im Vordergrund:

- Seefläche beträgt mindestens 10 ha, um Datensätze aus sehr kleinen Seen, deren Biozönosen meist nicht mit denen größerer Seen vergleichbar sind, auszuschließen. 47 Seen mit einer Fläche zwischen 10 und 50 ha wurden hinzugezogen, um einen ausreichend großen Datensatz für die Verfahrensentwicklung zu erhalten.
- Es wurden nur Datensätze aus natürlichen Seen, die keinem Sondertyp zugeordnet sind, berücksichtigt, um eine Vergleichbarkeit der Datensätze zu gewährleisten.
- Vorhandensein aller Begleitdaten, die eine Zuordnung des Sees zu einem Gewässertyp erlaubten, um den typspezifischen Ansatz bei der Entwicklung des Bewertungsverfahrens verfolgen zu können.
- Vorhandensein aller Begleitdaten für eine Belastungs-Voreinschätzung des Sees, so dass überprüft werden konnte, ob die biologischen Maßzahlen (Metrics) einen Belastungsgradienten widerspiegeln.
- Determination der Benthosorganismen erfolgte mindestens auf Familienniveau. Diese Mindestvoraussetzung sollte sicherstellen, dass keine unzureichend bestimmten Datensätze in die Analyse eingingen
- Artenlisten stammten von einem Probenahmezeitpunkt und wurde nicht zu Jahresmischproben zusammengefasst.

Insgesamt 323 Datensätze, die hauptsächlich aus Seen in der Ökoregion „Tiefeland“ stammen, erfüllten diese Kriterien und sind in die Berechnungen eingegangen. Aus der in Tabelle 8 dargestellten Übersicht wird deutlich, dass die Entwicklung eines typspezifischen Bewertungsverfahrens aufgrund der derzeitigen Datengrundlage nur für die Tieflandtypen 10, 11 und 13 sowie bedingt für Typ 14 möglich war.

Aber auch für diese Seetypen handelt es sich um eine äußerst heterogene Datengrundlage. So stammen die ältesten Datensätze aus dem Jahr 1992, die neusten Datensätze, die in die Datenbank aufgenommen wurden, sind aus dem Jahr 2002. Die verwendete Maschenweite lag zwischen 0,2 und 0,63 mm. Sofern eine Angabe zum beprobten Substrat gemacht wurde, bestand dieses entweder hauptsächlich aus Psammal (Sand) oder Mikropepel (Schlamm). Außerdem wurden die Untersuchungen zu den verschiedensten Jahres-

zeiten durchgeführt, dabei wurden zwischen 1 und 21 Untersuchungspunkte pro See in den unterschiedlichen Tiefenzonen beprobt. Nur ca. 2/3 der Datensätze (242) stammen aus dem Litoral (Eu-, Infra- und Sublitoral), wobei diese Datensätze sich über alle Seetypen und Belastungsstufen verteilen. Lediglich 134 Datensätze wurden im Frühjahr erhoben. Eine Frühjahrsbeprobung des Sublitorals wie in der standardisierten Probenahmenvorschrift vorgeschlagen, wurde nur für 15 Datensätze durchgeführt.

Diese Heterogenität der Datengrundlage macht noch mal die Notwendigkeit eines Methodenstandards deutlich. Sie zeigt aber auch, dass es unmöglich war, für die Verfahrensentwicklung auf homogene standardisierte Datensätze zurückgreifen zu können.

Tab. 8: Anzahl der in die Berechnung eingegangenen Datensätze pro Seetyp und Nutzungsklasse

Nutzungsklasse / Typ	1	2	3	4	5
1	-	-	-	-	-
2	-	-	-	-	-
3	-	-	6	-	-
4	-	2	-	-	-
5	-	-	-	-	-
6	-	-	-	-	-
7	-	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-
10	-	18	27	30	-
11	2	17	15	58	6
12	1	1	2	5	-
13	6	25	28	50	1
14	-	4	11	8	-

2 Von der Artenliste zur ökologischen Zustandsklasse

2.1 Berechnung der Einzelmetrics

Artenlisten zeigen grundsätzlich aufgrund natürlicher Variation im Referenzzustand innerhalb eines Gewässertyps und folglich auch zwischen den Gewässertypen große Unterschiede in der Artenzusammensetzung. Ein Vergleich zwischen Artenlisten wird in fast jedem Fall Unterschiede aufdecken, doch ist damit nicht beantwortet, welches die Ursachen für die Unterschiede sind. Eine Möglichkeit besteht darin, aus den Artenlisten biologische Attribute abzuleiten, die eine Beziehung zu den festgestellten negativen Beein-

flussungen besitzen. Wenn diese Attribute zu der ermittelten Belastung grafisch dargestellt werden, ergeben sich ökologische Dosis-Wirkungs-Beziehungen (ZENKER, 2004). Diese schätzen im Unterschied zu toxikologischen Dosis-Wirkungsbeziehungen nicht die biologische Reaktion auf die Dosis weniger Verbindungen ab, sondern messen die biologische Reaktion auf die gesamte ökologisch relevante Dosis aller Ereignisse und Einflüsse innerhalb des Wasserkörpers (KARR & CHU, 1999).

In vielen Fällen von biozönotischen Metrics sind den biologischen oder ökologischen Eigenschaften einer Art, Gattung oder Familie Zahlenwerte zugeordnet. In anderen Fällen gibt ein Metric ein Verhältnis verschiedener Arten, Gattungen, Familien oder Ordnungen zueinander an. Dies bedeutet, dass ökologische Informationen aus den Artenlisten extrahiert werden, ohne die Artinformation zu unterdrücken.

Aus der Datenbank wurden nach festen Kriterien (vgl. Kapitel V.1.4) die tauglichen Datensätze herausgefiltert. Für jeden dieser Datensätze der Gewässertypen 10, 11, 13 und 14 wurden dann mit Hilfe eines Berechnungsmoduls in ACCESS® 373 Einzelmetrics berechnet (s. Tab. 24 im Anhang). Für alle anderen Gewässertypen war die derzeitige Datengrundlage nicht ausreichend (vgl. Kapitel V.1.4). Bei der Berechnung wurden sowohl verschiedene autökologische Einstufungslisten wie die „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ (SCHMEDITJE & COLLING, 1996), „Fauna Aquatica Austriaca“ (MOOG, 1995), eine Bearbeitung und Zusammenführung der beiden Listen im AQEM-Projekt (AQEM CONSORTIUM, 2002) sowie die Aufenthalts- und Ernährungstypen Baden-Württembergs (BRAUKMANN, 1987) als auch unterschiedliche Berechnungsmodi für die Berechnung der Prozentanteile (mit Bezug zur Häufigkeitsklasse, Individuenzahl und zu den Artanteilen) berücksichtigt. Diese Metrics wurden anschließend einer von vier Metric-Typen zugeordnet:

- Zusammensetzung und Abundanz („composition/ abundance measures“)
- Vielfalt und Diversität („richness/ diversity measures“)
- Toleranz („tolerance/ intolerance measures“)
- funktionale Gruppen („functional measures“).

Diese Einteilung entspricht den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie und ermöglicht eine Gruppierung der Metrics gemäß ihrer ökologischen Aussagequalität.

2.2 Auswahl geeigneter Metrics

Ziel war es Maßzahlen zu finden, welche die Nutzungsbelastung widerspiegeln und dies am besten anhand eines ansteigenden oder abfallenden Gradienten mit der Belastung belegen. Zur Auswahl der am besten dafür geeigneten Metrics wurden für jeden Datensatz alle berechneten Metricergebnisse gegen die ermittelte Nutzungsklasse korreliert. Dies erfolgte mittels Spearman-Rangkorrelation für jeden Gewässertyp getrennt in SPSS[®] 11.0. Für die grafische Darstellung wurden Box-Whisker-Plots gewählt, die ebenfalls in SPSS[®] 11.0 erstellt wurden.

Zur ersten Auswahl der so genannten Kandidatenmetrics wurden die Korrelationsergebnisse von 193 Datensätzen (Probenahme ausschließlich im Litoral, d.h. Eu- bis Sublitoral) herangezogen. Hierbei sollten auf keinen Fall die Probenahmen des Litoral mit denen des Profundal vermischt werden, um vor allem der Vertikalzonierung der Benthosorganismen gerecht zu werden. Eine Trennung der Datensätze nach Eu-, Infra-, und Sublitoral zur Selektion von Kandidatenmetrics hätte hingegen in einigen Typen zu einer zu geringen Datenbasis über die Nutzungsklassen hinweg geführt. Die Validierung der Kandidatenmetrics erfolgte mit den Ergebnissen der übrigen 130 Datensätze (Probenahme im Profundal bzw. keine Angabe zur beprobten Zone). Die Auswahl der Kandidatenmetrics erfolgte nach folgenden Kriterien:

- Spearman-Korrelationskoeffizient $R \geq 0,3$
- zweiseitiges Signifikanzniveau $\leq 0,01$ und damit hoch signifikant
- graphische Analyse mittels Box-Whisker-Plot Darstellung musste einen deutlichen Gradienten zur Nutzungsklasse zeigen (siehe Abb 8). So sollten zufällig hochkorrelierende Metrics ausgeschlossen werden.

Die Kandidatenmetrics für die Gewässertypen 10, 11, 13 und 14 sind in Tabelle 9 aufgelistet. Die Korrelationsfaktoren sowie das Signifikanzniveau der einzelnen Kandidatenmetrics sind in Tabelle 25 bis 28 im Anhang aufgeführt.

Grundsätzlich kann die Verwendung von Maßzahlen, welchen auf der Datenbasis von Fließgewässern entworfen wurden, für die Seebewertung in Frage gestellt werden. Doch schon andere Autoren konnten zeigen, dass der Einsatz dieser Maßzahlen möglich und sinnvoll für eine Bewertung von Seen ist. So z.B. GUHL (1987), der den Saprobienindex erfolgreich an stark durchflossenen Seen einsetzen konnte, und JOHNSON (1998), welcher ASPT und BMWP zur Bewertung von Stehgewässern einsetzte. Andererseits galt für uns die Prämisse alle Metrics (einschließlich der für Fließgewässer entwickelten) auf ihre

Funktionalität zu überprüfen, Belastung in Stehgewässern anzeigen zu können. Das heißt es können auch Maßzahlen verwendet werden, die z.B. wie der Anteil der strömungsindifferenten Arten nicht nur hinsichtlich der Strömung, sondern auch anderer Umweltfaktoren Ubiquisten sind, und somit mehr als eine autökologische Information beinhalten. Sie geben damit also grundsätzlich ein Verhältnis von empfindlichen zu unempfindlichen Arten an. Des Weiteren hängt aber z.B. auch Saprobie (Abbau organischer Substanz) eng mit der Trophie (Intensität der Primärproduktion) zusammen und ist somit auch ein wichtiger Prozess in Stehgewässern. (FITTKAU et al., 1992). Über eine Anpassung des Saprobien-systems für Stehgewässer in diesem Zusammenhang zu sprechen ist unserer Meinung nach der Zeit bzw. dem Stand der Makrozoobenthos-Berücksichtigung in der Seenbewertung zu weit vorgegriffen.

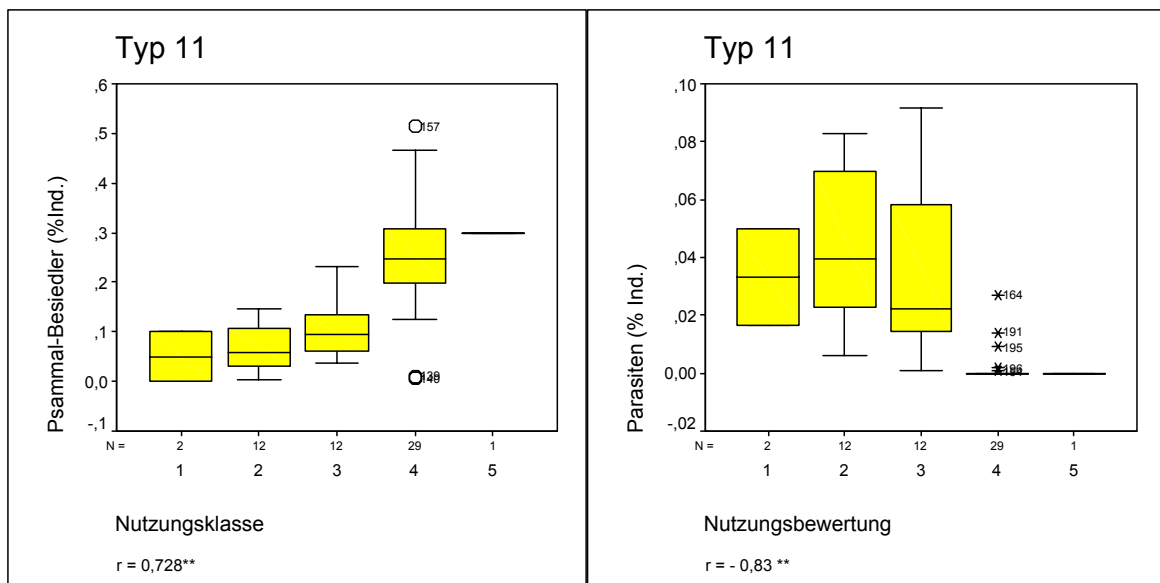


Abb. 8: Beispiele für die grafische Auswertung von Korrelationsanalysen. Links mit deutlichem Gradient, rechts trotz hohem Korrelationsfaktor kein Gradient. (** = Signifikanzniveau <0,01)

Tab. 9: Kandidatenmetrics für die Gewässertypen 10, 11, 13 und 14

r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau (2-seitig), Ind = mit Individuenzahlen

berechnet; HK = mit Häufigkeitsklasse berechnet, Art = mit Taxazahlen berechnet

Z = Zusammensetzung und Abundanz, T = Toleranz, V = Vielfalt und Diversität, F = funktionale Gruppen

■ = Kandidatenmetric

Metric	Metric-Typ	Einstufungsliste	Typ 10	Typ 11	Typ 13	Typ 14
Diversitätsindizes						
Shannon-Wiener-Diversität	V			■		
Biozönotische Region						
Epipotamal (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)			■	
Litoral (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)	■	■		
Litoral (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	■	■		
Litoral (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)			■	
Litoral (% Art)	F	Schmedtje & Colling (1996)			■	
Profundal (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)		■		
Profundal (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)		■	■	
Epirhithral (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)		■		
Epirhithral (% HK)	F	AQEM consortium (2002)		■		
Epirhithral (% Art)	F	AQEM consortium (2002)		■		
Metarhithral (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)		■		
Hyporhithral (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)				■
Metapotamal (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)			■	
Metapotamal (% Art)	F	Schmedtje & Colling (1996)			■	
Strömungspräferenzen						
indifferent (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)			■	
Potamon-Typie-Index	T	Biss et al. (2002)		■		
Habitatpräferenzen						
Pelal (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)		■		
Pelal (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)		■		
Psammal (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	■	■		■
Psammal (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)	■	■		
Psammal (% HK)	F	AQEM consortium (2002)	■			
Psammal (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)	■			
Psammal (% Art)	F	AQEM consortium (2002)	■			
Psammal (% Art)	F	Schmedtje & Colling (1996)	■			
Akal (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)	■			
Akal (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)	■			
Lithal (% Art)	F	AQEM consortium (2002)		■		
Lithal (% HK)	F	AQEM consortium (2002)		■		
Lithal (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)		■		
Phytal (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	■		■	
Phytal (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)	■		■	
Phytal (% HK)	F	AQEM consortium (2002)	■			
Phytal (% Art)	F	AQEM consortium (2002)	■			
POM (partikuläres organisches Material) (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)	■			
POM (partikuläres organisches Material) (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	■			
sonstige Habitatpräferenz (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)		■		
Ernährungstypen						
Weidegänger (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	■	■	■	
Weidegänger (% Ind)	F	Ernährungstypen Baden-W.			■	
Weidegänger (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)		■	■	
Weidegänger (% HK)	F	AQEM consortium (2002)	■	■	■	
Weidegänger (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)			■	
Weidegänger (% Art)	F	Schmedtje & Colling (1996)			■	
Zellstecher /Blattminierer (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)		■		
Zellstecher /Blattminierer (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)	■			
Zellstecher /Blattminierer (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)	■			
Zellstecher /Blattminierer (% HK)	F	AQEM consortium (2002)		■		
Zellstecher /Blattminierer (% Art)	F	AQEM consortium (2002)	■	■		

Fortsetzung Tab. 9

Metric	Metric-Typ	Einstufungsliste	Typ 10	Typ 11	Typ 13	Typ 14
Zellstecher /Blattminierer (% Art)	F	Schmedtje & Colling (1996)	■			
Zerkleinerer (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)			■	
Sedimentfresser (% Ind)	F	Ernährungstypen Baden-W.	■	■	■	
Sedimentfresser (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)				■
Sedimentfresser (% HK)	F	Ernährungstypen Baden-W.	■	■		
Sedimentfresser (% Art)	F	Ernährungstypen Baden-W.	■	■		
Filterierer (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	■			
Sammler (%Ind)	F	AQEM consortium (2002)	■	■		
Sammler (% HK)	F	Ernährungstypen Baden-W.	■			
Sammler (% HK)	F	AQEM consortium (2002)	■	■		
Sammler (% Art)	F	AQEM consortium (2002)	■			
Sammler (% Art)	F	Ernährungstypen Baden-W.	■			
Räuber (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)	■			
Räuber (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)	■			
RETI	F	AQEM consortium (2002)			■	
RETI	F	Schmedtje & Colling (1996)			■	
Zerkleinerer / Sedimentfresser + Filterierer (Ind)	F	AQEM consortium (2002)			■	
Fortbewegungstypen						
schwimmend/tauchend (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)			■	
grabend/bohrend (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)		■		
grabend/bohrend (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)		■		
kriechend/laufend (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)			■	
kriechend/laufend (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)				■
sessil (% Art)	F	Schmedtje & Colling (1996)		■		
sonstige Fortbewegungstypen (% Art)	F	AQEM consortium (2002)		■		
sonstige Fortbewegungstypen (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)		■		
Saprobielle Valenz						
Oligosaprobe (% Ind)	T	AQEM consortium (2002)				■
Oligosaprobe (% HK)	T	AQEM consortium (2002)			■	
Oligosaprobe (% Art)	T	AQEM consortium (2002)	■		■	
Polysaprobe (% HK)	T	AQEM consortium (2002)				■
Polysaprobe (% Art)	T	AQEM consortium (2002)				■
Relativer Anteil taxonomischer Gruppen						
Chironomidae (% Ind)	Z				■	
Chironomidae (% HK)	Z		■			
Nichtinsekten (% HK)	Z		■			
Nichtinsekten (% Art)	Z		■			
Taxazahl						
Gesamttaxazahl	V		■		■	
Taxazahl EPT	V				■	
Sonstige						
Saprobienindex (erweiterte Liste)	T				■	
Saprobienindex	T	Moog et al. (1995)				■
BMWP Biological Monitoring Working Party	T	Armitage et al. (1983)	■			
ASPT (Average Score per Taxon)	T	Armitage et al. (1983)			■	
Anzahl der Familien (family richness)	V				■	

2.3 Validierung der Kandidatenmetrics

Die Validierung anhand der Profundalproben ergab in den wenigsten Fällen eine gute Korrelation der Kandidatenmetrics mit der Nutzungsklasse. Dies ist auch nicht weiter verwunderlich, da schon THIENEMANN (1920) feststellte, dass die Profundalfauna in der Hauptsache von der trophischen Situation eines Sees geprägt ist. In der Zone des Profundal spielt demnach die Nutzung des Einzugsgebietes eines Sees zumindest in kurzfristiger Hinsicht eine untergeordnete Rolle. Mittel- bis langfristig spielen jedoch auch absedimentierende Stoffe im Profundal ihre Rolle bei der Ausprägung der Zönose.

Die Probenahmen ohne Angabe zur beprobten Zone enthalten höchstwahrscheinlich sowohl Litoral- als auch Profundalproben. Die Kandidatenmetrics zeigten in den meisten Fällen auch mit diesen Datensätzen eine gute Korrelation mit der Nutzungsklasse (s. Tab. 25-28 im Anhang).

2.4 Auswahl der Coremetrics

Nach der Validierung der Kandidatenmetrics wurde die Liste auf all jene Metrics eingeschränkt, welche die oben genannten Bedingungen sowohl für die Litoralproben als auch für die Proben ohne Angaben zur beprobten Zone erfüllten. Ein weiteres Auswahlkriterium war die Anzahl von mindestens 50 eingestuften Taxa in der autökologischen Liste für die Metricberechnung, um auch bei wenig umfangreichen Artenlisten das Metric relativ sicher berechnen zu können. Da einige Metrics sowohl nach unterschiedlichen autökologischen Einstufungslisten als auch nach unterschiedlichen Berechnungsarten gute Korrelationen zeigten, wurden in diesem Fall die Metrics mit der höchsten Korrelation und gleichzeitig der besten grafischen Aussage ausgewählt. Es entstand eine erste typspezifische Liste der so genannten Coremetrics.

Nachdem bei der Erstellung dieser Liste Metric-Typen unbesetzt blieben, erfolgte eine Auswahl weiterer Coremetrics mit Hilfe aller Datensätze eines Gewässertyps ohne Rücksicht auf die beprobte Zone. Dabei wurden die Auswahlkriterien erweitert:

- Spearman-Korrelationskoeffizient $\geq 0,2$
- zweiseitiges Signifikanzniveau $p \leq 0,05$ und damit signifikant
- graphische Analyse musste jedoch weiterhin einen deutlichen Gradienten entlang der Nutzungsklassen zeigen
- Anzahl der eingestuften Taxa ≥ 50

Natürlich kann in diesem Zusammenhang angemerkt werden, dass auf eine solche Weise auch Metrics hinzugezogen werden, die im Endeffekt eine eher schlechte Korrelation zur Nutzung eines Sees bzw. zu dessen Einzugsgebiet besitzen. Diese Metrics könnten aber dennoch auch einen wichtigen Erklärungsbeitrag im Multimetrischen Index besitzen und somit zur besseren Korrelation des Gesamtindex zur Nutzungsklasse beitragen. Leisten diese Metrics nicht ihren erwarteten Erklärungsbeitrag im Multimetrischen Ansatz, so werden sie folglich auch nicht in der besten Kombination des Multimetrischen enthalten sein.

Andererseits den Anspruch erfüllen zu wollen, jegliche Metrictypgruppe in jedem typspezifischen Multimetrischen Index berücksichtigt zu haben, obwohl in gewissen Typen wie z.B. Typ 14 keine Korrelation der Nutzungsklasse zu Vielfalt- und Diversitätsindizes vorhanden ist, halten wir für etwas zu pragmatisch.

Die Coremetrics für die Gewässertypen 10,11, 13 und 14 sind in Tabelle 10 bis 13 dargestellt.

Tab. 10: Coremetrics für Gewässertyp 10 (geschichtete Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet)

r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau (2-seitig), Ind = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Art = mit Taxazahlen berechnet

Z = Zusammensetzung und Abundanz, T = Toleranz, V = Vielfalt und Diversität, F = funktionale Gruppen

Metric	Metric-Typ	Einstufungsliste	r	p
Litoral (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)	0,52	0,000
Psammal (% HK)	F	AQEM consortium (2002)	0,54	0,000
Akal (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)	0,50	0,000
Phytal (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	-0,50	0,000
POM (partikuläres organisches Material) (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	-0,49	0,000
Weidegänger (% HK)	F	AQEM consortium (2002)	-0,50	0,000
Sedimentfresser (% HK)	F	Ernährungstypen Baden-W.	0,57	0,000
Filtrierer (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	-0,48	0,000
Sammler (% HK)	F	AQEM consortium (2002)	0,58	0,000
Räuber (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)	0,45	0,000
RETI	F	AQEM consortium (2002)	-0,49	0,000
Fortbewegungstyp kriechend/laufend (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)	-0,41	0,000
Oligosaprobe (% Art)	T	AQEM consortium (2002)	-0,34	0,002
Betamesosaprobe (% Ind)	T	AQEM consortium (2002)	0,37	0,005
ASPT (Average Score per Taxon)	T	Armitage et al. (1983)	-0,36	0,004
Chironomidae (% HK)	Z		0,52	0,000
Nichtinsekten (% HK)	Z		0,45	0,000

Tab. 11: Coremetrics für Gewässertyp 11 (ungeschichtete Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet)

r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau (2-seitig), Ind = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Art = mit Taxazahlen berechnet

Z = Zusammensetzung und Abundanz, T = Toleranz, V = Vielfalt und Diversität, F = funktionale Gruppen

Metric	Metric-Typ	Einstufungsliste	r	p
Litoral (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	0,43	0,000
Profundal (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	-0,20	0,032
Strömungspräferenz indifferent (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)	0,24	0,008
Psammal (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	0,44	0,000
Phytal (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	-0,44	0,000
Weidegänger (% HK)	F	AQEM consortium (2002)	-0,41	0,000
Sedimentfresser (% HK)	F	Ernährungstypen Baden-W.	0,40	0,000
Räuber (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)	0,36	0,001
RETI	F	AQEM consortium (2002)	-0,40	0,000
ASPT (Average Score per Taxon)	T	Armitage et al. (1983)	0,30	0,002
Chironomidae (% HK)	Z		0,31	0,001

Tab. 12: Coremetrics für Gewässertyp 13 (geschichtete Tieflandseen mit kleinem Einzugsgebiet)

r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau (2-seitig), Ind = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Art = mit Taxazahlen berechnet

Z = Zusammensetzung und Abundanz, T = Toleranz, V = Vielfalt und Diversität, F = funktionale Gruppen

Metric	Metric-Typ	Einstufungsliste	r	p
Strömungspräferenz indifferent (% HK)	F	Schmedtje & Colling (1996)	0,31	0,002
Weidegänger (% HK)	F	AQEM consortium (2002)	-0,32	0,000
Zerkleinerer (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	-0,31	0,000
Zerkleinerer / Sedimentfresser + Filtrierer (Ind)	F	AQEM consortium (2002)	-0,31	0,000
RETI	F	AQEM consortium (2002)	-0,36	0,000
Fortbewegungstyp schwimmend / tauchend (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	-0,27	0,002
Oligosaprobe (% HK)	T	AQEM consortium (2002)	-0,32	0,000
ASPT (Average Score per Taxon)	T	Armitage et al. (1983)	-0,26	0,003
Saprobienindex (erweiterte Liste)	T		0,30	0,001
Gesamttaxazahl	V		0,21	0,015
Chironomidae (% Ind)	Z		0,32	0,000

Tab. 13: Coremetrics für Gewässertyp 14 (ungeschichtete Tieflandseen mit kleinem Einzugsgebiet)

r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau (2-seitig), Ind = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Art = mit Taxazahlen berechnet

Z = Zusammensetzung und Abundanz, T = Toleranz, V = Vielfalt und Diversität, F = funktionale Gruppen

Metric	Metric-Typ	Einstufungsliste	r	p
Hyporhithral (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	0,60	0,002
Psammal (% Ind)	F	AQEM consortium (2002)	0,52	0,010
Phytal (% Ind)	F	Schmedtje & Colling (1996)	-0,44	0,028
Oligosaprobe (% Ind)	T	AQEM consortium (2002)	-0,30	0,182
Polysaprobe (HK)	T	AQEM consortium (2002)	0,63	0,002
Saprobienindex	T	Moog et al. (1995)	0,19	0,413

2.5 Ermittlung der Referenz- und Belastetwerte

Die Ermittlung der Referenz- bzw. Belastetwerte erfolgte mittels einer grafischen Auswertung. Getrennt für jeden Gewässertyp wurden die Werte der Coremetrics aller Datensätze gegen die Nutzungsklasse aufgetragen. Der Median der Nutzungsklasse 1 entsprach hierbei dem Referenzwert des jeweiligen Coremetrics, während der Median der Nutzungsklasse 5 den Belastetwert darstellt (siehe Abb. 9). In einigen Fällen lagen zu Nutzungsklasse 1 oder Nutzungsklasse 5 keine Daten oder nur ein Datensatz vor, so dass der Median der fehlenden Klassen grafisch durch die vorhandenen Nutzungsklassen extrapoliert (siehe Abb. 10) und per Expert-Judgement überprüft wurde. Expert-Judgement bedeutet in diesem Fall, dass die extrapolierten Werte mit biologischem Hintergrundwissen auf Sinnhaftigkeit hinterfragt wurden. So wurden beispielsweise keine negativen Referenz- oder Belastetwerte zugelassen, wenn die rechnerische Ausprägung des Metrics dies ausschloss. Auch Referenz- oder Belastetwerte bei Maßzahlen zu den Anteilen der Zönose, die über 1 und damit über 100 % lagen, wurden angepasst. Die Referenz- und Belastetwerte der Coremetrics sind in Tabelle 18 bis 21 in Kapitel V.2.7 dargestellt. Eine vergleichende Übersicht der Referenzbedingungen für die Gewässertypen 10, 11, 13 und 14 sowie Beispiele für Referenzgewässer sind dem Anhang zu entnehmen (Tab. 29).

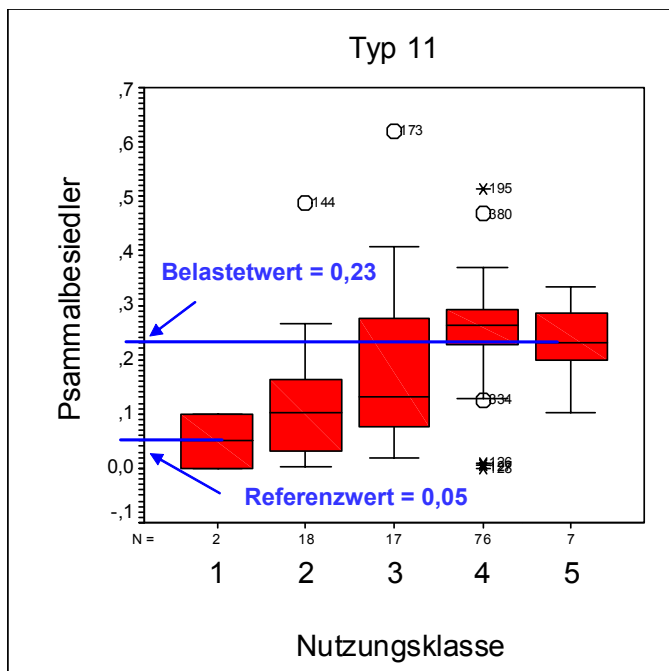


Abb. 9: Beispiel für die grafische Ermittlung von Referenz- und Belastetwert eines Coremetrics, bei dem Daten für alle Nutzungsklassen vorliegen.

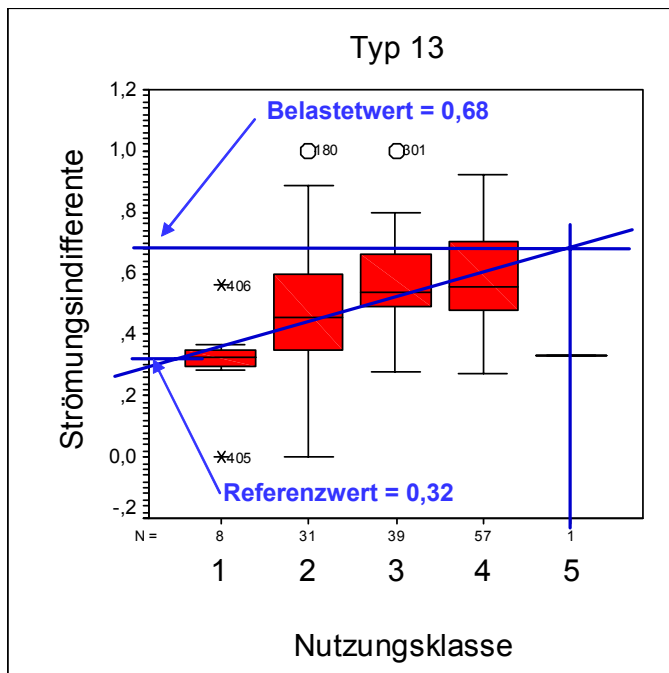


Abb. 10: Beispiel für die grafische Ermittlung von Referenz- und Belastetwert eines Coremetrics, bei dem für Nutzungsklasse 5 nur ein Datensatz vorliegt (Extrapolierung durch die vorhandenen Nutzungsklassen).

2.6 Normierung der Metrics und gewässertypspezifische Bewertung

Da fast jedes Metric unterschiedlich skaliert ist, müssen die Ergebnisse in Werte zwischen 0 und 1 umgewandelt werden. Nur so ist gewährleistet, dass alle in den multi-metrischen Index einfließenden Einzelmetrics gleichgewichtet berücksichtigt werden. Gleichzeitig sollte der Normierungsschritt jedes berechnete Metricergebnis mit seinem typspezifischen Referenz- bzw. Belastet-Wert abgleichen. Die Normierung erfolgte nach folgender Formel:

$$\text{normierter Metricwert} = \frac{\text{Metricergebnis} - \text{Belastetwert}}{\text{Referenzwert} - \text{Belastetwert}}$$

Da die Belastet- bzw. Referenzwerte nicht die möglichen absoluten Minima oder Maxima eines Metrics darstellen, war es möglich, dass nach dem Abgleich mit Belastet- und Referenzwerten immer noch Werte größer 1 oder kleiner 0 auftraten. In diesen Fällen wurde Werten größer 1 der Wert 1 und negativen Werten der Wert 0 zugeordnet. Dadurch erreichte jedes Metric maximal den Wert 1, was dem Referenzzustand entsprach, oder minimal den Wert 0, welcher der stärksten Belastung entsprach.

Diese Normierung beinhaltet gleichzeitig den ersten Schritt zur Bewertung der Ergebnisse, da hierbei festgelegt wurde, wie stark die Abweichung der Maßzahl vom Sollzustand gewichtet wird. Bei dem klassischen multimetrischen Verfahren des IBI (Index of Biotic Integrity) steht die Bewertung bei diesem Schritt sogar im Vordergrund (so genanntes „scoring“). Die hier genannte Vorgehensweise entspricht einer kontinuierlichen Normierung in der „scoring“-Methode, welche eine stufenlose Verrechnung der Maßzahlen zulässt und nach BLOCKSOM (2003) das beste Bewertungsergebnis des multimetrischen Index liefert.

2.7. Entwicklung des Multimetrischen Index

Ein multimetrischer Index kombiniert die Ergebnisse verschiedener Einzelindizes (z.B. Individuenanteile an den Ernährungstypen, Habitatpräferenzen) zu einem Ergebnis. Durch die Verrechnung mehrerer biozönotischer Kenngrößen miteinander erhält man ein vollständigeres Bild des ökologischen Zustands eines Gewässers als dies mit einem einzelnen Metric möglich wäre. Ein multimetrischer Index ist zudem in der Lage, die Aussage der enthaltenen Einzelindizes, die sich beispielsweise auf Populations- oder Individuenebene beziehen können, zu integrieren. **Erfahrungen aus anderen Ländern haben gezeigt, dass durch die Kombination mehrerer Metrics zu einem Ergebnis eine schärfere Trennung der Klassen erreicht wird, als bei der Verwendung von Einzelindizes (KARR & CHU, 1999).** Die verschiedenen Coremetrics lassen außerdem die von der Wasserrahmenrichtlinie geforderten Aussagen über die „Zusammensetzung und Abundanz der Taxa“, den „Anteil störungsempfindlicher und robuster Taxa“ sowie den „Grad der Vielfalt“ innerhalb einer Zönose gleichzeitig zu. Weitere Vorteile liegen in der hohen Stabilität des Bewertungsergebnisses und der Möglichkeit, das Bewertungssystem individuell an regionale Gegebenheiten wie z.B. die Gewässertypen anzupassen.

Nach dem typspezifischen Abgleich und der Normierung aller Coremetrics wurden alternative Metric-Kombinationen getestet, um für die Gewässertypen 10, 11, 13 und 14 jeweils den am besten geeigneten Multimetrischen Index zu ermitteln. Der Multimetrische Index stellt dabei den Mittelwert aus den eingegangenen Einzelindizes dar. Folgende Kriterien sollte der Multimetrische Index nach Möglichkeit erfüllen:

- besteht aus mindestens drei und maximal zwölf Coremetrics
- Coremetrics aus verschieden – möglichst allen – Metric-Typgruppen („Zusammensetzung und Abundanz“, „Toleranz“, „Vielfalt und Diversität“, „funktionale Gruppen“)

- Spearman-Korrelationskoeffizient $R \geq 0,5$ und größer als für jeden der einzelnen Coremetrics
- Signifikanzniveau $p \leq 0,01$ und damit hoch signifikant
- graphische Analyse mittels Box-Whisker-Plot weist einen deutlichen Gradienten zur Nutzungsklasse auf
- gute Trennung zwischen Klasse 2 und 3
- Abstand zwischen Referenz- und Belastetwert sollte möglichst bei allen Coremetrics über 0,2 liegen

Für jeden der vier Gewässertypen ergaben sich mehrere mögliche Kombinationen, die diese Kriterien erfüllten. Die verschiedenen getesteten Alternativen des Multimetric Index für die einzelnen Gewässertypen sowie die Referenz- und Belastetwerte der einzelnen Coremetrics sind in den Tabellen 14 bis 17 dargestellt. Es wurde der Multimetric Index mit dem höchsten Korrelationsfaktor und der besten grafischen Auswertung für das Bewertungsverfahren ausgewählt (s. Abb. 11-14).

Mit der derzeitigen Datenlage war für den Multimetric Index noch immer eine Überlappung der Boxen bei der grafischen Auswertung festzustellen. Im Einzelfall kann das bedeuten, dass an den Klassengrenzen des Multimetric Index eine Fehlzuordnung der Nutzungsklasse erfolgt. BARBOUR et al. (1996) bewerten die Trennschärfe eines Einzelmetrics nur als sehr gut, wenn die Boxen in der Box-Whiskerplot-Darstellung nicht überlappen. Eine gute Trennung wird aber noch erreicht, wenn die Mediane nicht in die benachbarten Boxen reichen. Wie schon für Lewis et al. (2001) beschrieben, unterscheiden jedoch auch BARBOUR et al. (1996) zur Auswahl geeigneter Metrics nur zwischen belasteten Gewässern und Referenzgewässern.

Tab. 14: Getestete Alternativen des Multimetrischen Index für Gewässertyp 10 (geschichtete Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet)

Ind = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Art = mit Taxazahlen berechnet

Z = Zusammensetzung und Abundanz, T = Toleranz, V = Vielfalt und Diversität, F = funktionale Gruppen

Metric	Typ	Ref.-Wert	Bel.-Wert	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Litoral (% Ind)	F	0,23	0,06	X							X	X	X		X	X			
Psammal (% HK)	F	0,04	0,25	X	X		X	X	X	X			X		X	X			
Akal (% Ind)	F	0	0,09													X	X		X
Phytal (% Ind)	F	0,27	0	X		X			X		X	X				X		X	
POM (% Ind)	F	0	0,17													X	X		
Weidegänger (% HK)	F	0	0,26													X			
Sedimentfresser (% HK)	F	0	0,55													X	X	X	X
Filtrierer (% Ind)	F	0,34	0	X		X	X							X		X			
Sammler (% HK)	F	0,20	0,50	X	X										X	X			
Räuber (% Ind)	F	0	0,70													X			
RETI	F	0,34	0	X					X	X	X	X		X		X			
kriechend/laufend (% HK)	F	0,76	0,10	X	X	X			X				X	X		X	X		
Oligosaprobe (% Art)	T	0,17	0,08	X		X	X		X	X						X			
Betamesosaprobe (% Ind)	T	0,45	0,54	X	X								X	X		X	X	X	X
ASPT	T	3,80	1,20	X	X		X	X			X	X				X	X	X	X
Chironomidae (% HK)	Z	0,02	0,34	X	X		X	X			X				X	X	X	X	
Nichtinsekten (% HK)	Z	0,10	0,92	X		X	X		X	X						X			X
Korrelationskoeffizient r				-0,63	-0,65	-0,61	-0,65	-0,57	-0,60	-0,60	-0,60	-0,58	-0,56	-0,58	-0,63	-0,66	-0,62	-0,63	-0,63
Signifikanzniveau p				0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Tab. 15: Getestete Alternativen des Multimetrischen Index für Gewässertyp 11 (ungeschichtete Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet)

Ind = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Art = mit Taxazahlen berechnet

Z = Zusammensetzung und Abundanz, T = Toleranz, V = Vielfalt und Diversität, F = funktionale Gruppen

Metric	Typ	Ref.-Wert	Bel.-Wert	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Litoral (% Ind)	F	0,20	0,40	X	X			X	X			X				X	X	X	
Profundal (% Ind)	F	0,18	0,08	X		X		X			X			X		X	X		X
Strömungsindiff. (%HK)	F	0,42	0,64	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Phytal (% Ind)	F	0,29	0,02	X	X			X	X				X	X		X	X	X	X
Psammal (% Ind)	F	0,05	0,23	X		X	X	X		X	X	X				X	X	X	
Weidegänger (% HK)	F	0,18	0,04	X	X			X				X				X			
Sedimentfresser (% HK)	F	0	0,70													X	X	X	
Räuber (% Ind)	F	0,10	0,43	X		X	X	X					X	X	X	X	X		X
RETI	F	0,33	0,06	X					X	X	X					X			
ASPT	T	2,60	1,70	X	X	X	X			X	X				X	X			X
Chironomidae (% HK)	Z	0,10	0,30	X	X	X	X		X						X	X			X
Korrelationskoeffizient r				-0,53	-0,50	-0,53	-0,48	-0,57	-0,53	-0,46	-0,51	-0,54	-0,48	-0,57	-0,44	-0,53	-0,58	-0,53	-0,52
Signifikanzniveau p				0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Tab. 16 : Getestete Alternativen des Multimetrischen Index für Gewässertyp 13 (geschichtete Tieflandseen mit kleinem Einzugsgebiet)

Ind = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Art = mit Taxazahlen berechnet

Z = Zusammensetzung und Abundanz, T = Toleranz, V = Vielfalt und Diversität, F = funktionale Gruppen

Metric	Typ	Ref.-Wert	Bel.-Wert	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Strömungsindifferente (%HK)	F	0,32	0,68	X	X	X	X			X			X	X		X	X	X
Weidegänger (% HK)	F	0,23	0	X	X	X				X		X					X	X
Zerkleinerer (% Ind)	F	0,18	0	X								X	X			X		
RETI	F	0,36	0	X	X		X	X							X			X
Zerkl./ Sedimentfr.+Filterierer (Ind)	F	0,14	0	X					X		X			X				
schwimmend/tauchend (% Ind)	F	0,52	0,22	X	X	X	X			X	X	X			X	X	X	X
ASPT	T	3,50	2,30	X	X	X	X	X	X	X				X		X	X	X
Saprobienindex	T	2,10	2,40	X	X	X					X					X	X	X
Oligosaprobe (% HK)	T	0,19	0,07	X			X			X		X			X			
Gesamttaxazahl	V	16	28	X	X	X	X	X					X		X	X		
Chironomidae (% Ind)	Z	0,03	0,43	X	X	X	X	X	X		X			X	X	X	X	X
Korrelationskoeffizient r				-0,52	-0,51	-0,51	-0,48	-0,34	-0,27	-0,45	-0,45	-0,45	-0,53	-0,33	-0,40	-0,53	-0,47	-0,47
Signifikanzniveau p				0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Tab. 17: Getestete Alternativen des Multimetrischen Index für Gewässertyp 14 (ungeschichtete Tieflandseen mit kleinem Einzugsgebiet)

Ind = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Art = mit Taxazahlen berechnet

Z = Zusammensetzung und Abundanz, T = Toleranz, V = Vielfalt und Diversität, F = funktionale Gruppen

Metric	Typ	Ref.-Wert	Bel.-Wert	1	2	3
Hyporhithral (% Ind)	F	0,03	0,16	X	X	X
Phytal (% Ind)	F	0,52	0	X		
Psammal (% Ind)	F	0	0,32	X	X	X
Saprobienindex	T	2,10	2,40	X		
Oligosaprobe (% Ind)	T	0,19	0,07	X	X	
Polysaprobe (% HK)	T	0	0,08			X
Korrelationskoeffizient r				-0,38	-0,48	-0,59
Signifikanzniveau p				0,094	0,030	0,005

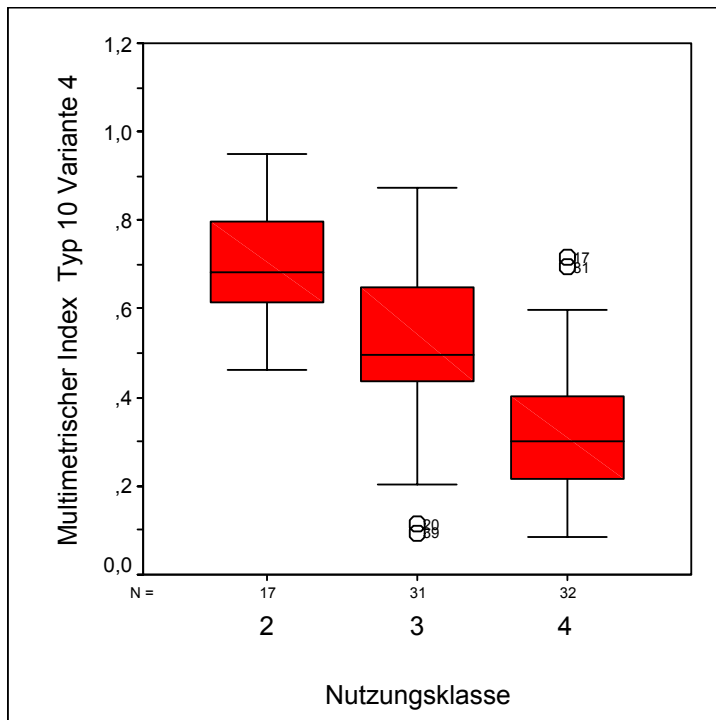


Abb. 11: Korrelation des Multimetrischen Index für Gewässertyp 10 mit der Nutzungsklasse.

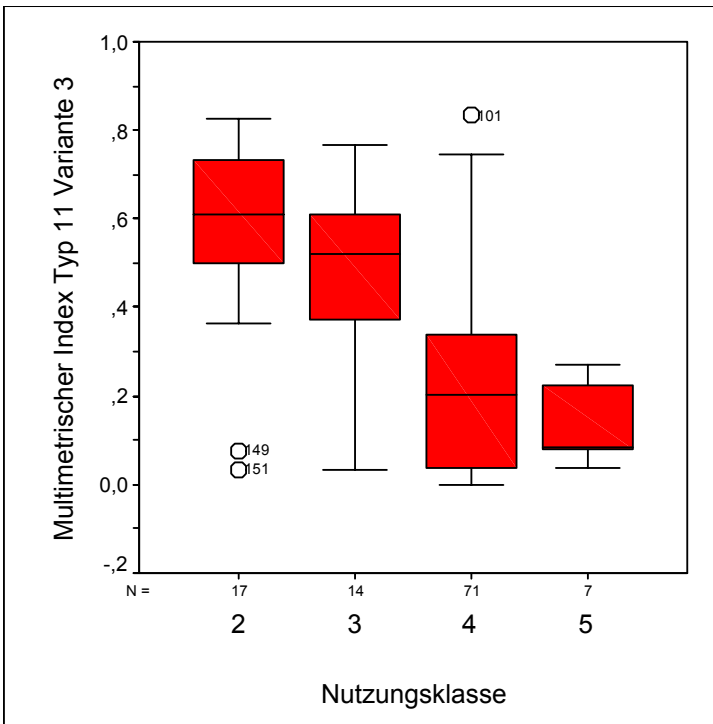


Abb. 12: Korrelation des Multimetricischen Index für Gewässertyp 11 mit der Nutzungsklasse.

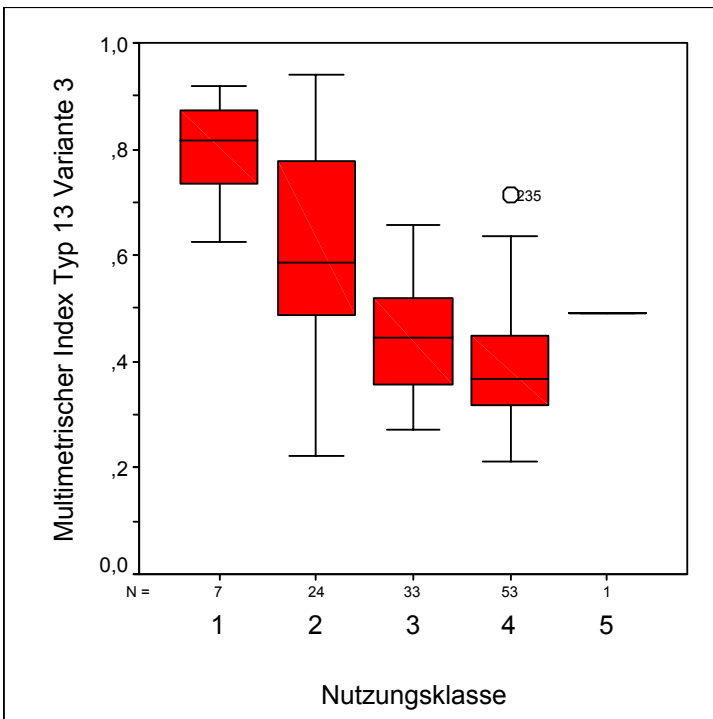


Abb. 13: Korrelation des Multimetricischen Index für Gewässertyp 13 mit der Nutzungsklasse.

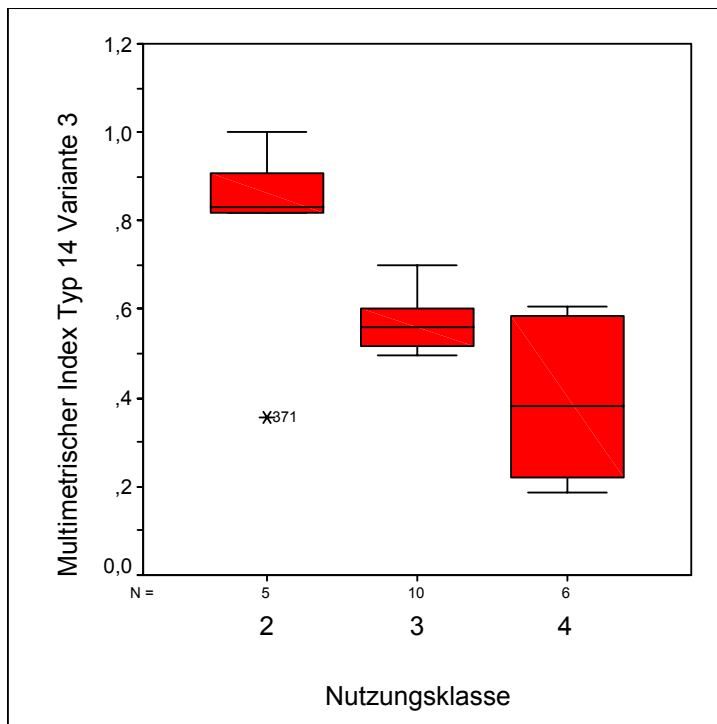


Abb. 14: Korrelation des Multimetricischen Index für Gewässertyp 14 mit der Nutzungsklasse.

2.8 Klassifizierung des ökologischen Zustands

Im abschließenden Schritt wurden die Grenzen der ökologischen Zustandsklassen für die Multimetricischen Indizes festgelegt. Dies erfolgte pauschal gleich über alle zu bewertenden Gewässertypen, da typspezifische Unterschiede bereits über die Festlegung der Referenz- bzw. Belastetwerte eingegangen waren.

Die Klassengrenzen für den Multimetricischen Index lauten:

sehr guter Zustand (Klasse 1):	> 0,8
guter Zustand (Klasse 2):	> 0,6 - 0,8
mäßiger Zustand (Klasse 3):	> 0,4 - 0,6
unbefriedigender Zustand (Klasse 4):	> 0,2 - 0,4
schlechter Zustand (Klasse 5):	≤ 0,2

2.9 Erste Validierung des Multimetricischen Verfahrens

Für eine erste Validierung wurde überprüft, inwieweit das Ergebnis des Multimetricischen Bewertungsverfahrens mit der Belastungs-Voreinschätzung der Gewässer anhand abiotischer Daten übereinstimmt. Dazu wurden die ermittelten ökologischen

Zustandklassen mit den Nutzungsklassen verglichen. Da es sich in beiden Fällen um ein fünfstufiges System handelt, ist ein rechnerischer Vergleich möglich.

Bezogen auf Nutzungsbewertung wurden durch den Multimetrischen Index richtig klassifiziert:

Typ 10: 51 %

Typ 11: 36 %

Typ 13: 49 %

Typ 14: 42 %

Wird hingegen lediglich zwischen Sanierungsbedarf (Nutzungsklasse 3 bis 5) oder nicht (Nutzungsklasse 1 und 2) unterschieden, zeigt der multimetrische Index je nach Gewässertyp eine korrekte Klassifikation in 76 bis 86 % der Fälle (Typ 10: 79 %, Typ 11: 86 %, Typ 13: 83 %, Typ 14: 76 %).

Neben der Streuung der biologischen Daten aufgrund natürlicher Varianz und der verwendeten heterogenen Datengrundlage (vgl. Kapitel V.1.4) kann z. T. auch eine undifferenzierte Voreinschätzung der Gewässer zu einer Fehleinschätzung der ökologischen Zustandklasse geführt haben. Bei der Zuordnung der Nutzungsklassen konnten z. B. Feinheiten wie intensive oder extensive Forstwirtschaft, Ausbaugrad der Kläranlagen im Einzugsgebiet oder Extensivierungsprogramme nicht berücksichtigt werden. Außerdem stammen etliche Datensätze aus Untersuchungen früherer Jahre, während die Zuordnung der Nutzungsklasse anhand aktueller Informationen erfolgte. Es ist also denkbar, dass sich der Zustand einiger Seen mittlerweile gegenüber dem Zeitpunkt der Probennahme verbessert oder verschlechtert hat. Dennoch entspricht diese Vorhersagegenauigkeit den Ergebnissen, die auch in den Verfahren mit Makrozoobenthos (eigene Erfahrung) bzw. Fischen in Fließgewässern (pers. Mitt. J. Böhmer) erreicht wurde.

Eine weitere Validierung des Bewertungsverfahrens für die Seentypen des Tieflands ist für 2005 mit neuen Datensätzen vorgesehen. Die Erweiterung des Verfahrens auf die Ökoregion Alpen / Alpenvorland (Typ 1-4) ist ebenfalls für nächstes Jahr vorgesehen.

2.10 Was zeigt der Multimetrische Index wirklich an?

Der Multimetrische Index integriert die Auswirkungen verschiedenster Belastungsfaktoren (Nutzung des Einzugsgebietes, Degradation der Gewässerstruktur, Naherholungsdruck, Nährstoff- und Pestizideinträge etc.) und stellt somit keine reine Trophiebewertung dar. Die Betrachtung der Einzelergebnisse der Coremetrics kann als Hilfe zur Interpretation dieser Gesamtbelastung dienen.

Erkennbar wird dies bei einem Vergleich der Korrelationen des Multimetrischen Index mit der Trophiebewertung nach LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER, 1998) und der Nutzungsklasse. So trennt der Multimetrische Index für Gewässertyp 10 zwischen den verschiedenen Stufen der Trophiebewertung nur schlecht (s. Abb. 15). Die Indexwerte der Trophiebewertungsstufe 2 und 3 sind sich beispielsweise zu über 50 % ähnlich (die Boxen der Grafik überlappen zur Hälfte). Zwischen Stufe 3 und 4 ist die Überlappung sogar noch größer.

Dagegen trennt der Multimetrische Index für Seetyp 10 sehr gut zwischen den Nutzungsklassen, vor allem auch zwischen Nutzungsklasse 2 und 3 (s. Abb. 16). Diese Trennung zwischen Klasse 2 und 3 ist für die Ermittlung des Sanierungsbedarfes nach WRRL besonders wichtig.

Werden außerdem die Spearman-Korrelationskoeffizienten miteinander verglichen, so zeigt sich eine hoch signifikante Korrelation ($R = -0,65^{**}$) zwischen dem Multimetrischen Index für Typ 10 und der Nutzungsklasse. Auch mit der Trophiebewertung zeigt der Multimetrische Index eine hoch signifikante Korrelation, der Korrelationskoeffizient R ist aber mit $-0,49^{**}$ deutlich niedriger.

Ähnliche Unterschiede zeigen sich auch bei den Korrelationen des Multimetrischen Index für die anderen Gewässertypen. Demnach bewertet der Multimetrische Index eine relativ diffuse Belastung, die neben der Trophie also auch Belastungen durch Spurenstoffe, fischereiliche Nutzung und andere Beeinträchtigungen, welche sich aus den verschiedenen Nutzungsarten ergeben, berücksichtigt.

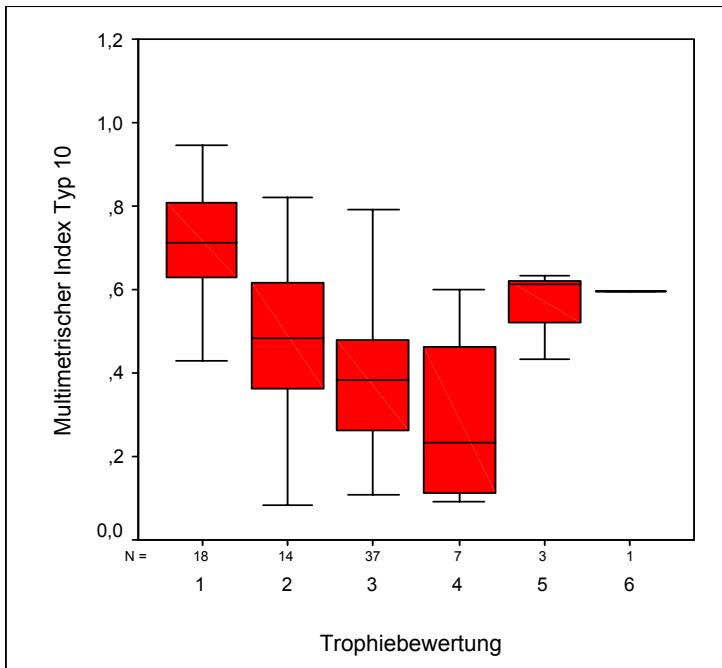


Abb. 15: Korrelation des Multimetrischen Index für Gewässertyp 10 mit der Trophiebewertung: Spearman-Korrelationskoeffizient $R=-0,49^{**}$ (Signifikanzniveau $p < 0,01$.)

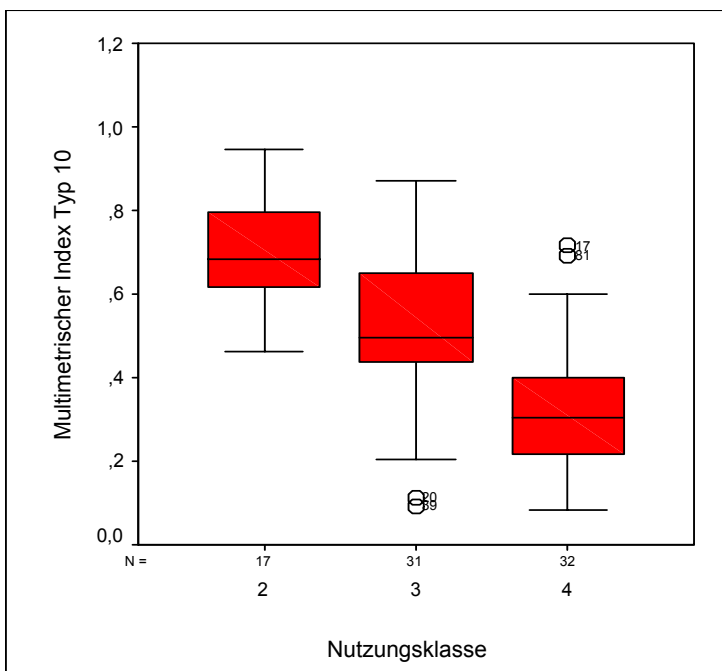


Abb. 16: Korrelation des Multimetrischen Index für Gewässertyp 10 mit der Nutzungsklasse: Spearman-Korrelationskoeffizient $R=-0,65^{**}$ (Signifikanzniveau $p < 0,01$.)

Ein Grund, das Makrozoobenthos zur Seenbewertung zu verwenden, liegt in der durchschnittlich längeren Lebensdauer der Makrozoobenthosorganismen im Vergleich z.B. zu Planktonorganismen. Durch die damit verbundene längere Exposition gegenüber Schad-

stoffen können die Organismen auch über einen längeren Belastungszeitraum integrieren. Während das Plankton die Belastung des Wasserkörpers abzubilden vermag, kommt den Benthosorganismen außerdem die Rolle eines Zeigers der sedimentierenden Stoffe zu. Nicht nur in den USA (BARBOUR et al., 1996) sondern auch in Mitteleuropa liegen derzeit die Hauptbeeinträchtigungen der Gewässer in diffusen Verschmutzungsquellen und -störungen (chemische Kontamination), wobei gerade die Stehgewässer eine Stoffsenke für diese Stoffe darstellen.

Die Degradation der Uferstruktur mittels Makrozoobenthos aus der Litoralzone zu bewerten, haben schon erfolgreich z.B. Brauns et al. (im Druck) zeigen können. Im Bezug auf große Seen würde eine solche Auswertung jedoch eine eher kleinräumige Untersuchung der flächenmäßig großen Litoralzönose erfordern. Dies ist jedoch schwierig in die Praxis der Länderuntersuchungen zu übernehmen, da nach derzeitiger Sicht der Länder das jetzige Bewertungsverfahren mit insgesamt 36 Teilproben (12 Sektoren à drei Parallelproben) schon als sehr aufwendig angesehen wird. Des Weiteren kann wegen sehr lückiger Daten zur Uferstruktur unserer gesammelten Benthosprobenahmen in Seen kein Bewertungssystem zur Uferdegradation mittels Makrozoobenthos auf der Sicherheit einer großen Datenbasis entwickelt werden.

VI. Das Bewertungsverfahren für Seen in Deutschland mittels Makrozoobenthos

Dieses Verfahren umfasst alle Bereiche der Bewertung von der Probestellenauswahl über die Beprobung, Laborbehandlung der Proben und Berechnung bis zur Bewertung einschließlich Interpretationshilfen.

Das Bewertungsverfahren beruht für alle Gewässertypen auf dem gleichen Prinzip und ist als Multimetrischer Index aus Einzelindizes so genannten „Coremetrics“ aufgebaut. Die Werte dieser Einzelindizes werden zu einem Multimetrischen Index verrechnet und dieser wird einer ökologischen Zustandsklasse zugeordnet. Bei der Auswahl der Coremetrics wurden die Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie „Zusammensetzung und Abundanz“, „Verhältnis störungsempfindlicher zu robusten Taxa“ und „Vielfalt der Taxa“ berücksichtigt. Der Multimetrische Index integriert so die Auswirkungen verschiedenster Belastungsfaktoren (Nutzung des Einzugsgebietes, Degradation der Gewässerstruktur, Naherholungsdruck, Nährstoff- und Spurenstoffeinträge etc.). Die Betrachtung der Ergebnisse der Einzelindizes ermöglicht außerdem eine Interpretation des Bewertungsergebnisses.

Für die einzelnen Gewässertypen unterscheidet sich das Bewertungsverfahren in der Zusammensetzung der verwendeten Coremetrics sowie in den abweichenden Referenz- und Belastetwerten der einzelnen Coremetrics.

1. Probenahme und Probenauswertung

Unterschiedliche Erfassungs- und Aufarbeitungsmethoden können am selben Untersuchungsgewässer zu verschiedenen Artenlisten und damit zu einer unterschiedlichen Bewertung führen. Zur ökologischen Bewertung von Stehgewässern gemäß WRRL ist daher eine standardisierte Probenahme und Probenauswertung notwendig.

Die derzeit vorliegende „Vorschrift zur standardisierten, semiquantitativen Makrozoobenthosprobenahme in Seen > 50 ha für die ökologische Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie“ ermöglicht die Erfassung einheitlicher Makrozoobenthosdatensätze aus Stehgewässern. Sie spiegelt den derzeitigen Auswertungsstand auf der Grundlage von circa 300 Benthosdatensätzen sowie die Erfahrungen der Bearbeiter vor Ort aus den Länderprogrammen wider. Dennoch bleiben, wie in Kapitel IV.2 dargestellt, noch einige Fragen offen, die aufgrund mangelnder Daten noch nicht abschließend geklärt werden konnten.

1.1 Erfassung der Makrozoobenthosfauna

Untersuchungszeitraum

Die Probenahme erfolgt im Frühjahr oder optional im Spätsommer. Die Frühjahrsprobenahme sollte vor der Einschichtung des Sees stattfinden, also je nach Höhenlage und klimatischen Bedingungen Ende März bis Anfang Mai. Die optionale Spätsommerprobenahme ist ebenfalls abhängig vom lokalen Klima Ende August bis Ende September durchzuführen. **Optimal wären zwei Beprobungen im Jahr, dies wird sich aber aus Kostengründen in der Routine kaum durchführen lassen. Bei nur einer Beprobung im Jahr sollte diese im Frühjahr liegen, da alle Benthosorganismen in älteren und damit besser bestimm- baren Larvenstadien auftreten.**

Auswahl der Probestellen

Jedes morphologische Teilbecken, das bezüglich des Chemismus als eigenständig eingeschätzt wird, wird separat beprobt (Abb. 17).

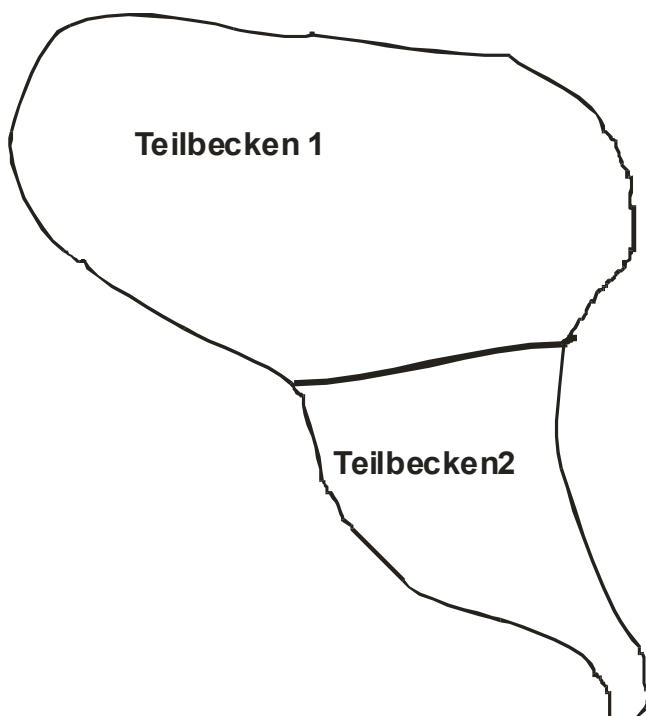


Abb. 17: Beispiel für die Einteilung eines Sees in 2 Teilbecken, die separat beprobt werden.

Zur Festlegung der Probestellen werden See oder Teilbecken anhand von Landmarken in 12 etwa gleich große Segmente unterteilt, die einzeln beprobt werden (Abb. 18). Beprobt wird in jedem Sektor das obere Sublitoral, also die Zone direkt unterhalb des

Schwimmblattgürtels und oberhalb der Thermokline. Sollte der Schwimmblattgürtel direkt bis zur Thermokline reichen, ist in diesem direkt oberhalb der Thermokline zu beproben.

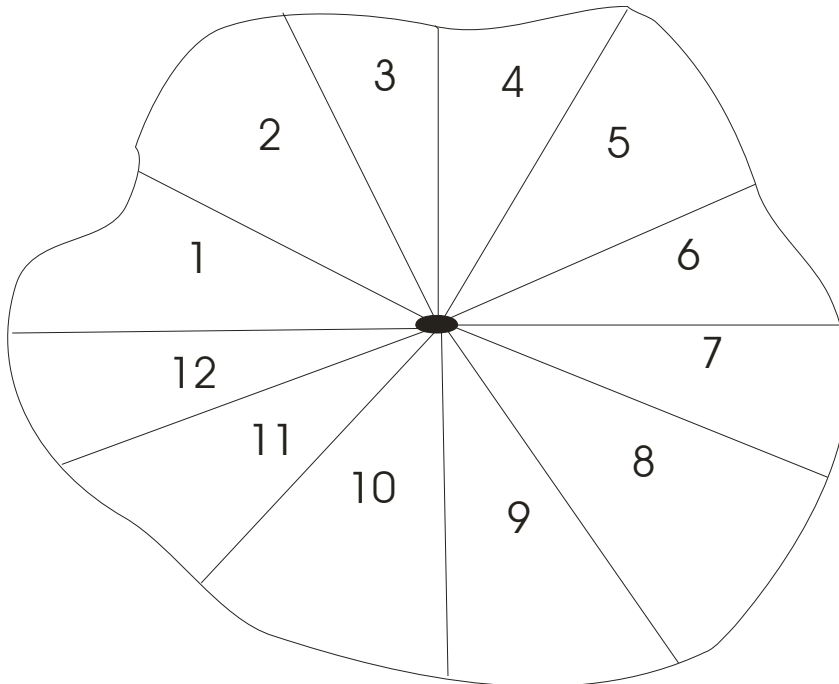


Abb. 18: Einteilung eines Sees in 12 Sektoren (nach FDEP 1996).

Probenahmegeräte und Material für die Probenahme

Das Probenahmegerät wird für jeden Sektor anhand des vorhandenen Substrates im Probenahmebereich ausgewählt. Das verwendete Gerät sowie die damit beprobte Fläche werden in dem Probenahmeprotokoll (s. Anhang) für jede Probestelle notiert. Die Geräte sind auch in der DEV (EN ISO 9391, M 10) sowie bei SCHWÖRBEL (1986) detailliert beschrieben.

- Birge-Ekmann-Greifer: dieser Greifer (in der Regel mit einer Sammelfläche von 15 x 15 cm = 225 cm²) eignet sich zum Beprobieren von Schlamm und feinem Kies. Da er an einer Stange befestigt werden kann, ist auch in Tiefen bis 3 m eine kontrollierte Beprobung mit ausreichender Eindringtiefe (1-5 cm) möglich. Falls kleine Steine oder Holz das vollständige Schließen der Klappen verhindert haben, sollte diese Probe verworfen werden.
- Ponar-Greifer (in der Regel Sammelfläche 560 cm²): eignet sich zum Beprobieren von Schlamm (unbeschwerter Greifer) und feinem Kies (beschwerter Greifer). Er ist auf kiesigem Substrat besser einsetzbar als der Birge-Ekmann-Greifer.

- Dredge (in der Regel mit einem Rahmen von 46 cm x 19 cm): eignet sich zur Beprobung von kiesigem und steinigem Substrat. Sie sollte erst dann eingesetzt werden, wenn eine Beprobung mittels Greifer nicht mehr praktikabel ist. Das Sammelnetz sollte eine Maschenweite von 0,5 mm haben. Die Dredge wird eine Strecke von fünf Metern gezogen. Dazu empfiehlt es sich, die Dredge im Gewässer abzusetzen, das Boot in der abgemessenen Entfernung zu verankern und dann die Dredge zum Boot heranzuziehen (siehe auch DEV EN ISO 9391, M 10).
- Kescher (Öffnungsweite 40 cm, Maschenweite 0,5 mm): eignet sich zur Beprobung von kiesigem Substrat, großen Steinen oder niedrigem Makrophytenbewuchs in geringer Wassertiefe.
- Limnostecher (Durchmesser 6,7 cm, Sammelfläche 35,3 cm²) eignet sich besonders bei großer Mächtigkeit des Weichsubstrates als Alternative zum Birge-Ekmann-Greifer, um vor allem das Probenvolumen zu reduzieren. Seine Eindringtiefe beträgt je nach Substratbeschaffenheit zwischen 5 und 15 cm.

Für die Probenahme werden weitere Materialien benötigt, die in folgender Liste zusammengefasst sind:

- Probenahmeprotokoll
- 12 Probenahmegefäße (2 Liter) mit weiter Öffnung sowie einige Ersatzgefäße
- Sieb (Durchmesser 40 cm, Maschenweite 0,5 mm)
- kleine Lenzpumpe (Durchfluss ca. 40 l/min)
- Trichter passend zu Probengefäßen
- 96% iges Ethanol (2 Liter pro Probe)
- vorgedruckte Etiketten
- Messgeräte mit Tiefensonden (Sauerstoff und Wassertemperatur)
- 12 Eimer mit Deckel
- 1-2 große Weißschalen
- Schwimmweste

Probenahme und Konservierung der Proben

Pro Probestelle (Sektor) werden drei Parallelproben (Hols) genommen, die drei Hols werden zu einer Probe vereinigt. Falls kleine Steine oder Holz das vollständige Schließen der Klappen des Greifers verhindert haben, wird diese Probe verworfen.

An jeder Probestelle werden Wassertiefe, verwendetes Gerät, Substrat, beprobte Fläche und Makrophytenbewuchs aufgenommen und im Feldprotokoll notiert. An der tiefsten Stelle des Sees werden Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt in 1m-Schritten gemessen und ebenfalls im Feldprotokoll vermerkt.

Die zwölf Proben werden noch im Gelände gesiebt und gespült, um das Probenvolumen zu minimieren. Dabei wird eine Probe (gegebenenfalls auch aufgeteilt in mehrere Teilproben) in ein Sieb (Maschenweite 0,5 mm) überführt und mit reichlich Wasser aus der Lenzpumpe gespült, bis keine Schmutzfahne mehr ersichtlich ist. Größere Kiesel und Äste werden ausgelesen und mit Hilfe einer Pinzette abgesammelt. Das Probenmaterial sowie die abgesammelten Organismen werden anschließend über einen Trichter in ein Probengefäß gefüllt, wobei das Gefäß maximal zur Hälfte befüllt werden soll. Gegebenenfalls wird die Probe auf mehrere Proben aufgeteilt. Dies ist im Probenahmeprotokoll und auf dem Beschriftungszettel zu vermerken.

Das Aufbewahrungsgefäß wird anschließend mit 96 %-igem Ethanol aufgefüllt. Nach dem vollständigen Auffüllen ist auf das gute Verschließen und die (vorsichtige!) Durchmischung der Probe mit dem Ethanol zu achten. **Auch eine Lebendsortierung ist möglich, sofern diese zeitnah (am darauf folgenden Tag) erfolgt und die Proben bis dahin gekühlt aufbewahrt werden.**

Die Beschriftung der Probe erfolgt sowohl außen auf dem Gefäß als auch mit einem Beschriftungszettel in der Probe und sollte folgende Informationen enthalten:

- Gewässername
- Teilbecken
- Nr. Probestelle
- Datum
- Probennehmer
- Probengefäß (z.B. 1 von 3)

Die Proben sollten bis zur Aufarbeitung gekühlt aufbewahrt werden. Sollten die Proben im Labor nicht gleich ausgewertet werden, wird das Ethanol komplett ausgetauscht. Dabei wird der alte Alkohol vorsichtig durch ein Sieb (Maschenweite 0,5 mm) abgegossen und anschließend wird das Gefäß mit frischem 96% igem Ethanol gefüllt. Mit abgeessene Organismen werden zurück in das Probengefäß sortiert. Im weiteren Verlauf ist regelmäßig der Füllstand zu kontrollieren und gegebenenfalls 70 %iges Ethanol nachzufüllen.

1.2 Probenaufarbeitung und Determination

Für Proben, die sowohl organische wie auch mineralische Bestandteile besitzen, ist eine Reduzierung des Ausleseaufwandes durch Flotation möglich. Die Probe wird dabei mit einer konzentrierten Zuckerlösung versetzt (550 g Haushaltszucker auf 450 ml Wasser), so dass mineralische Anteile im Gefäß nach unten absinken und der organische Teil, in dem ca. 99 % der Makrozoobenthosorganismen enthalten sind, nach oben wandert. Die obere organische Phase wird dann in Ausleseschalen abgossen und der mineralische Teil nach kurzer Sichtung, ob noch Organismen enthalten sind, verworfen. Diese sogenannte Arthur's Methode ist in FAUST et al. (1938) und auch von anderen Autoren (ANDERSON, 1959; KAJAK et al., 1968) beschrieben oder kann auch im Internet (FRIEDRICH-LOEFFLER-INSTITUT, 2004) nachgelesen werden.

Die Proben werden unter der Stereolupe komplett ausgelesen. Dabei wird die Probe in kleinen Portionen (1-2 Esslöffel je nach Schalengröße) in eine kleine Weißschale überführt und mit Wasser überschichtet. Die Organismen werden nach Ordnungen getrennt gezählt und in 70%igem Ethanol aufbewahrt.

Nicht erfasst werden leere Muschel- und Schneckengehäuse, Imagines merolimnischer Taxa, Puppen, Exuvien, leere Trichopterenköcher und Zooplankton. Auch sehr stark beschädigte Tiere, denen sämtliche Bestimmungsmerkmale fehlen, werden nicht gezählt.

Bei der Determination der Organismen richtet sich das Bestimmungsniveau der einzelnen Taxa nach der Operationellen Taxaliste des Makrozoobenthos für Fließgewässeruntersuchungen (BRAUKMANN et al., 2002, HAASE et al., 2004), in der sowohl die Mindestanforderungen an die Bestimmung als auch das erreichbare Bestimmungsniveau festgelegt sind. Die Taxaliste wurde im Rahmen eines Projektes zur Fließgewässerbewertung entwickelt, enthält aber auch praktisch alle Stehgewässerorganismen. Die Festlegung des Mindestbestimmungsniveaus richtete sich dabei nach den Kriterien: was ist taxonomisch möglich, was ist praktikabel (Preis-/Leistungsverhältnis) und was ist zur Umsetzung der EU-WRRL notwendig.

1.3 Ergebnisdarstellung

Die Daten werden in Form einer Artenliste zusammengefasst, die Häufigkeitsangabe erfolgt in absoluten Individuenzahlen. Das Probenahmeprotokoll ist zusammen mit der Artenliste abzugeben.

Des Weiteren sind folgende Begleitdaten (Stammdaten) zu erfassen und mit anzugeben:

- Name und geographische Lage des Gewässers (vorzugsweise in Längen- und Breitengraden, sonst Rechtswert und Hochwert)
- Seefläche (bzw. Fläche des Teilbeckens)
- Seevolumen
- maximale Tiefe
- Schichtungsverhalten
- Geologie im Einzugsgebiet oder Calciumgehalt
- Fläche des Einzugsgebietes

2. Berechnung des Multimetrischen Index

Die Berechnung des Multimetrischen Index ist derzeit für die Gewässertypen des Tieflandes 10, 11, 13 und 14 möglich. Eine Erweiterung des Verfahrens auf die Gewässertypen 1, 2, 3 und 4 (Seen der Alpen und des Alpenvorlandes) ist für nächstes Jahr vorgesehen.

Die jeweiligen Coremetrics sowie die entsprechenden Referenz- und Belastetwerte sind aus den Tabellen 18 bis 21 zu entnehmen. Für die Berechnung häufigkeitsklassenbasierter Indizes werden absolute Zahlen in Häufigkeitsklassen umgerechnet. Grundlage sind die Abundanzstufen nach ALF et al. (1992) (s. Tab. 22).

Tab. 18: Coremetrics für Seetyp 10 (kalkreiche, geschichtete Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet)

Ind = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Art = mit Taxazahlen berechnet

Z = Zusammensetzung und Abundanz, T = Toleranz, F = funktionale Gruppen

Metric-Typ	Metric	Einstufungsliste	Referenzwert	Belastetwert
Z	Chironomidae (% HK)		≤ 2 %	≥ 34 %
Z	Nichtinsekten (% HK)		≤ 10%	≥ 92 %
T	ASPT (Ind)	Armitage et al. (1983)	≥ 3,8	≤ 1,2
F	aktive Filtrierer (% Ind)	AQEM consortium (2002)	≥ 34 %	0 %
F	Psammal-Besiedler (% HK)	AQEM consortium (2002)	≤ 4 %	≥ 25 %
T	Oligosaprobe (% Art)	AQEM consortium (2002)	≥ 17 %	≤ 8 %

Der Index ASPT (Modified Biological Monitoring Working Party Score) nach ARMITAGE et al. (1983) stammt aus England und wird dort routinemäßig in der Fließge-

wässerbewertung angewendet, wobei auch sehr tiefe Gewässerabschnitte bewertet werden können. Den einzelnen Familien sind entsprechend ihrer Sensitivität gegenüber organischer Verschmutzung Werte von 1 (äußerst tolerant) bis 10 (sehr sensitiv) zugeordnet. Die Indikatorenliste nach ARMITAGE et al. (1983) ist dem Anhang Tabelle 30 zu entnehmen. Die Berechnung des ASPT erfolgt nach folgender Formel:

$$ASPT_{iz} = \frac{\sum Score_i \times IZ_i}{\sum IZ_i}$$

Score_i = Sensitivitätswert der Familie
 IZ_i = Summe der Individuen pro eingestufte Familie

Tab. 19: Coremetrics für Seetyp 11 (kalkreiche, ungeschichtete Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet und einer Verweildauer über 30 Tagen)

Ind = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet
 Z = Zusammensetzung und Abundanz, T = Toleranz, F = funktionale Gruppen

Metric-Typ	Metric	Einstufungsliste	Referenzwert	Belastetwert
Z	Chironomidae (% HK)		≤ 10 %	≥ 30 %
F	Strömungsindifferente (% HK)	Schmedtje & Colling (1996)	≤ 42 %	≥ 64 %
T	ASPT (Ind)	Armitage et al. (1983)	≥ 2,6	≤ 1,7
F	Räuber (% HK)	Schmedtje & Colling (1996)	≤ 10 %	≥ 43 %
F	Psammal-Besiedler (% Ind)	AQEM consortium (2002)	≤ 5 %	≥ 23 %
F	Profundal-Besiedler (% Ind)	AQEM consortium (2002)	≥ 18 %	≤ 8 %

Tab. 20: Coremetrics für Seetyp 13 (kalkreiche, geschichtete Tieflandseen mit kleinem Einzugsgebiet)

Ind = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet
 Z = Zusammensetzung und Abundanz, T = Toleranz, V = Vielfalt und Diversität, F = funktionale Gruppen

Metric-Typ	Metric	Einstufungsliste	Referenzwert	Belastetwert
Z	Chironomidae (% Ind)		≤ 3 %	≥ 43 %
F	Strömungsindifferente (% HK)	Schmedtje & Colling (1996)	≤ 32 %	≥ 68 %
T	ASPT (Ind)	Armitage et al. (1983)	≥ 3,5	≤ 2,3
F	Weidegänger (% HK)	AQEM consortium (2002)	≥ 23 %	0 %
T	Saprobienindex		≤ 2,1	≥ 2,4
V	Taxazahl		≤ 16	≥ 28
F	schwimmend/tauchend (% Ind)	AQEM consortium (2002)	≥ 52 %	≤ 22 %

Der Saprobienindex nach DIN 38410 (erweiterte Liste) wird nach folgender Formel berechnet:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n S_i \times A_i \times G_i}{\sum_{i=1}^n A_i \times G_i}$$

S_i =Saprobienindex der Art
 A_i =Häufigkeitsklasse der Art
 G_i =Gewichtungsfaktor der Art

Die Liste der Indikatorarten ist der erweiterten Einstufungsliste nach ROLAUFFS et al. (2003) zu entnehmen. Individuenzahlen werden nach ALF et al. (1992) in Häufigkeitsklassen umgerechnet (s. Tab. 22).

Tab. 21: Coremetrics für Seetyp 14 (kalkreiche, ungeschichtete Tieflandseen mit kleinem Einzugsgebiet)

Ind = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet
 T = Toleranz, F = funktionale Gruppen

Metric-Typ	Metric	Einstufungsliste	Referenzwert	Belastetwert
F	Hyporhithral-Besiedler (% Ind)	AQEM consortium (2002)	≤ 3 %	≥ 16 %
F	Psammal-Besiedler (% Ind)	AQEM consortium (2002)	0 %	≥ 32 %
T	Polysaprobe (% HK)	AQEM consortium (2002)	0 %	≥ 8 %

Tab. 22: Abundanzstufen nach Alf et al. (1992).

Abundanzstufe	Individuenzahl
1	1
2	2-20
3	21-40
4	41-80
5	81-160
6	161-320
7	>320

Die Ergebnisse der einzelnen Coremetrics werden dann mit folgender Formel in Werte zwischen 0 und 1 umgewandelt und normiert, wobei die typspezifischen Referenz- und Belastetwerte aus den Tabellen 18 bis 21 abzulesen sind:

$$\text{normierter Metricwert} = \frac{\text{Ergebnis Coremetric} - \text{Belastetwert}}{\text{Referenzwert} - \text{Belastetwert}}$$

Negative Werte werden dabei gleich 0 gesetzt, Werte über 1 werden bei der Berechnung gleich 1 gesetzt.

Der Multimetric Index wird abschließend durch Mittelwertbildung dieser Einzelwerte ermittelt.

Das Ergebnis des Multimetric Index wird anhand der Tabelle 23 einer ökologischen Qualitätsklasse zugeordnet.

Tab. 23: Klassengrenzen der ökologischen Qualitätsklassen

Wert Multimetric Index	Ökologische Zustandsklasse
> 0,8	1 sehr gut (high)
> 0,6- 0,8	2 gut (good)
> 0,4 – 0,6	3 mäßig (moderate)
> 0,2 – 0,4	4 unbefriedigend (poor)
≤ 0,2	5 schlecht (bad)

3 Anwendbarkeit und Mindestkriterien

Zur Anwendung des entwickelten Bewertungsverfahrens für Stehgewässer in Deutschland mit Hilfe des Makrozoobenthos müssen gewisse Rahmenbedingungen eingehalten werden. Zunächst ist es unabdingbar, dass das Verfahren auf einheitlich erfasste Artenlisten angewendet wird. Es wird daher empfohlen, die Beprobung gemäß der standardisierten Probenahmenvorschrift durchzuführen. Diese ist derzeit für alle natürlichen Seen praktikabel, mit Ausnahme von makrophytenreichen Flachseen und oligotrophen Seen, bei denen der Makrophytengürtel bis zur Thermokline reicht. Eine Prüfung der Übertragbarkeit der Probenahmenvorschrift auf künstliche Gewässer (Talsperren, Baggerseen, Tagebauseen) steht noch aus.

Eine weitere Voraussetzung ist ein einheitliches Bestimmungsniveau der Taxalisten. In Ermangelung einer „Mindestbestimmbarkeitsliste“ für Stehgewässer-Benthosorganismen, wird empfohlen, die Bestimmung gemäß der Operationellen Taxaliste des Makrozoobenthos für Fließgewässeruntersuchungen (BRAUKMANN et al., 2002, HAASE et al., 2004) durchzuführen. Die Taxaliste wurde im Rahmen eines Projektes zur Fließgewässerbewertung entwickelt, enthält aber auch praktisch alle Stehgewässerorganismen und führt die Taxa auf, die durch einen erfahrenen Gewässerbiologen sicher bestimmt werden können.

Zur korrekten Bewertung ist neben der Artenliste auch die Zuordnung zu einem Gewässertyp notwendig, da es sich um ein typspezifisches Bewertungsverfahren handelt. Es müssen also entweder Informationen über den Gewässertyp oder die entsprechenden Stammdaten (vgl. Kapitel VI 1.3), um diesen zu bestimmen, vorliegen.

Die Berechnung des Multimetrischen Index ist derzeit für die Gewässertypen des Tieflandes 10, 11, 13 und 14 möglich. Der Index für Typ 14, der derzeit noch auf eine geringe Datengrundlage zurückgreift, wird 2005 wie auch die anderen Tieflandtypen mit weiteren Daten validiert und gegebenenfalls verbessert werden können.

Eine Erweiterung des Verfahrens auf die Gewässertypen 1, 2, 3 und 4 (Seen der Alpen und des Alpenvorlandes) ist für nächstes Jahr vorgesehen. Die Anpassung des Bewertungsverfahrens auf die Gewässertypen des Berglandes (Typen 5-9) und den Tieflandtyp 12 ist aufgrund der geringen Datengrundlage derzeit nicht möglich. Auch eine Prüfung der Übertragbarkeit auf künstliche und erheblich veränderte Gewässer (Talsperren, Baggerseen, Tagebauseen) steht noch aus.

Im Jahr 2005 soll das Auswertungsprogramm zur Anwendungsreife entwickelt werden, das einerseits die Auswertung automatisiert durchführt, andererseits aber auch alle Informationen zur fachlichen Interpretation der Ergebnisse liefert.

4 Defizitanalyse

Trotz einer noch ausstehenden Validierung mit neuen Datensätzen im Jahr 2005 sehen wir in dem vorgeschlagenen Bewertungssystem mittels Makrozoobenthos ein taugliches Instrument für Monitoringuntersuchungen zur Umsetzung der EG-WRRL für die Tiefland-Seeotypen 10, 11, 13 und 14. Dennoch wird sich ein Bewertungsverfahren immer erst in der Anwendung bewähren und praxisnah modifizieren lassen. Notwendig für weitere Verfah-

rensanpassungen ist also ein umfassender Praxistest für die Tieflandtypen 10, 11, 13 und 14. Zur Verfahrensentwicklung stand nur ein kleiner heterogener Datensatz zur Verfügung (vgl. Kapitel V.1.4), weitere statistisch fundierte Modifikationen müssen anhand homogener Datensätze durchgeführt werden.

Dazu ist die Einigung auf einen bundesweiten Methodenstandard sowie eine Schulung der Probenehmer durch Experten zwingend notwendig. Empfohlen wird die Anwendung der in diesem Bericht vorgeschlagenen standardisierten Probenahmenvorschrift (Kapitel VI. 1). Homogen erhobene Datensätze stellen hier Frühjahrsbeprobungen von zwölf Untersuchungspunkten pro See bzw. Teilbecken des Sublitorals mit einer Maschenweite von mindestens 0,5 mm dar. Wenn in einigen Bundesländern weiterhin Beprobungen entlang von Transekten durchgeführt werden, sollte zumindest ein Untersuchungspunkt pro Transekt im Sublitoral liegen.

Ebenso notwendig für die Erreichung homogener Datensätze ist die Einhaltung eines einheitlichen Mindestbestimmbarkeitsniveaus (vgl. Kapitel IV.3 und VI. 1.2). Wünschenswert wäre eine Zusammenführung der bisher existierenden Listen „Operationellen Taxaliste des Makrozoobenthos für Fließgewässeruntersuchungen“ (BRAUKMANN et al., 2002, HAASE et al., 2004) und „Qualitätssicherung in der biologischen Gewässeranalyse“ (FISCHER et al., 2004) zu einer bundesweiten Gesamtliste.

Für die Verwendung solcher homogen erhobenen Makrozoobenthosdaten für eine Verfahrensmodifikation sind folgende abiotischen Begleitdaten mit zu erheben (vgl. auch Kapitel VI.1.3 und Feldprotokoll im Anhang): geographische Lage des Gewässers, Seefläche, Seevolumen, maximale Tiefe, Mixistyp, Fläche und Nutzung des Einzugsgebietes, Anzahl und Ausbaugrad (z. B. Einwohnergleichwerte) der in das Einzugsgebiet entwässernden Kläranlagen, beprobte Wassertiefe, beprobtes Substrat, Windexposition, Uferstruktur. Vor allem Angaben zu Uferstruktur, zur Windexposition und zum Ausbaugrad der Kläranlagen fehlen zu den bereits vorhanden Datensätzen in der Regel. Die Vorschrift für eine standardisierte Erhebung der Uferstruktur ist bis dato noch in der Entwicklung. Ein ausgearbeiteter Vorschlag von OSTENDORP (2004) müsste auf Praxistauglichkeit überprüft und das Verfahren vor allem bundesweit eingesetzt werden, um vergleichbare Datensätze zur Uferdegradation zu erhalten. Eine zentrale Datenhaltung der biologischen und abiotischen Daten ist für die Etablierung des Verfahrens notwendig.

Das hier vorgestellte Bewertungsverfahren ist nur für die Seetypen 10, 11, 13 und 14 anwendbar. Eine Übertragung auf andere Typen ohne Adaptation ist nicht möglich. Eine Anpassung des Verfahrens auf die Gewässertypen 1, 2, 3 und 4 (Seen der Alpen und des

Alpenvorlandes) ist für das Jahr 2005 anhand einer kleinen aber homogenen Datengrundlage vorgesehen. Für die Erweiterung des Bewertungsverfahrens auf die Gewässertypen des Berglandes (Typen 5-9), den Tieflandtyp 12, makrophytenreiche Seen sowie künstliche und erheblich veränderte Stehgewässer sehen wir beträchtlichen Forschungsbedarf. Hierzu sind bundesweite Erhebungen notwendig, so dass für statistisch fundierte Verfahrensanpassungen eine ausreichende Anzahl qualitativ hochwertiger Datensätze vorliegen.

Literatur

- ALF, A., U. BRAUKMANN, M. MARTEN & H. VOBIS (1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung – Arbeitsanleitung. Handbuch Wasser 2, Landesanstalt für Umweltschutz (Hrsg.). Karlsruhe. Loseblattsammlung.
- ANDERSON, R.O. (1959): A modified flotation technique for sorting bottom fauna samples. *Limnology and Oceanography* 4: 223-225.
- AQEM CONSORTIUM (2002): Manual for the application of the AQEM method. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- ARMITAGE, P.D., D. MOSS., J.F. WRIGHT & M.T. FURSE (1983): The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research* 17 (3): 333-347.
- BANNING, M. (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos dargestellt am Beispiel der Donau. *Essener ökologische Schriften* 9. Westarp-Wiss., Hohenwarsleben.
- BARBER, W.E. & N.R. KEVERN (1986): Seasonal variation of sieving efficiency in a lotic habitat. *J. Freshw. Biol.* 4: 293-300.
- BARBOUR M.T., J. GERRITSEN, G.E. GRIFFITH, R. FRYDENBORG, E. MCCARRON, J.S. WHITE & M.L. BASTIAN (1996): A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15 (2): 185-211.
- BARTON, D.R. (1988): Distribution of some common benthic invertebrates in nearshore lake Erie, with emphasis on depth and type of substratum. *Journal of Great Lakes Research*, 14: 34-43.
- BICK, H. (1998): Grundzüge der Ökologie. - G. Fischer, Stuttgart, Jena
- BISS, R., P. KÜBLER, I. PINTER & U. BRAUKMANN (2002): Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer (aquatischer Bereich) in der Bundesrepublik Deutschland. Ein erster Beitrag zur integrierten ökologischen Fließgewässerbewertung. UBA-Texte 62/02, Berlin.
- BLOCKSOM, K.A., J.P. KURTENBACH, D.J. KLEMM, F.A. FULK & S.M. CORMIER (2002): Development and evaluation of the lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMI) for New Jersey lakes and reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment* 77 (3): 311-333.

- BLOCKSOM K.A. (2003): A performance comparison of metric scoring methods for a multimetric index for Mid-Atlantic highlands streams. *Environ. Manage.* 31(5): 670-682.
- BRAUNS, M., X.F. GARCIA, M. PUSCH & N. WALZ (im Druck): Bewertung anthropogener Beeinträchtigungen von Seeufern anhand des Makrozoobenthos. Erweiterte Zusammenfassung der DGL Jahrestagung 2004, 20.-24.09.2004 in Potsdam.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. *Archiv für Hydrobiologie*, Heft 26, 355 Seiten.
- BRAUKMANN, U., P. HAASE, C. RAWER-JOST, B. KAPPUS, R. BISS & P. KÜBLER:
Operationelle Taxaliste des Makrozoobenthos für Fließgewässeruntersuchungen.
Anhang III in: Biss R., Kübler, P., Pinter, I., Braukmann, U. (2002): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland. *Texte des Umweltbundesamtes* 62/02.
- BRODERSEN, K.P., P.C. DALL & C. LINDEGAARD (1998): The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: Macroinvertebrates as trophic indicators. *Freshwat. Biol.*, 39 (3): 577-592.
- BRODERSEN, K.P. & LINDEGAARD, C. (1999): Classification, assessment and trophic reconstruction of Danish lakes using chironomids. *Freshwat. Biol.* 42: 143–157.
- CAO, Y., D.D. WILLIAMS & N.E. WILLIAMS (1998): How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? *Limnology and Oceanography* 43 (7): 1403-1409.
- CHESTERS R.K. (1980): Biological monitoring working party. The 1978 national testing exercise. *Technical Memorandum* 19.
- DALL, C., C. LINDEGAARD & P.M. JONASSON (1990): In-lake variations in the compositions of zoobenthos in the littoral zone of Lake Esrom, Denmark. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 613-620.
- DEV: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Loseblattsammlung, Verlag VCH, Weinheim.
- EUROPEAN UNION (2000): Directive 2000/EC of the European Parliament and the Council of establishing a framework for Community action in the field of water policy: PE-CONS 3639/00, Brussels, 30 June 2000.
- FISCHER, F., G. DOMKE, G. HABERMEHL, M. HILLER, M. JUNGE, TH. WITTLING, I. KAISER, H. SCHÖDEL, D. KRAUSE, O. KÖNIG, A. WEINZIERL, B. PETERS, G. SEITZ & E. BOHL (2004): Qualitätssicherung in der biologischen Gewässeranalyse, Bestimmungsliteratur

- und Bestimmbarkeitskategorien. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Materialien Nr. 112: 70 Seiten.
- FAUST E.C, J.S. D'ANTONI, V. ODON, M.J. MILLER, C. PEREZ, W. SAWITZ, L.F. THOMEN, J. TOBIE & J.H. WALKER (1938): A critical study of clinical laboratory technics for the diagnosis of protozoan cysts and helminth eggs in feces. American journal of tropical medicine and hygiene 18: 169-183.
- FITTKAU, E. J., M. COLLING, G. HOFMANN, N. REIFF, W. RISS, C. ORENDT & M. HESS (1992): Biologische Trophieindikation im Litoral von Seen. Materialien Nr. 31 des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft: 173 Seiten.
- FDEP (1996): Standard operating procedures for biological assessment. Florida Department of Environmental Protection, Biology Section, Tallahassee, FL.
- FRIEDRICH-LOEFFLER-INSTITUT (2004):
www.bfav.de/organisation/ifed/krankheiten/parasit/seite1_02.htm
- GERRITSEN, J. (1995): Additive biological indexes for resource management. Journal of North American Benthological Society 14 (3): 451-457.
- GERRITSEN, J., R.E. CARLSON, L.D. DONALD, C. FAULKNER, G.R. GIBSON, J. HARCUM & S.A. MARKOWITZ (1998): Lake and reservoir bioassessment and biocriteria. Technical guidance document. United States Environmental Protection Agency, EPA 841-B-98-007, Revised November 2, 1999, Washington.
<http://www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html>.
- GUHL, W. (1987): Aquatic ecosystem characterizations by biotic indices. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 72(4): 431-455
- HAASE, P. & A. SUNDERMANN (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertemethoden von Makrozoobenthos in Fliessgewässern. Unveröff. Abschlußbericht des Forschungsinstituts Senckenberg. 88 Seiten.
- HAMALAINEN, H., H. LUOTONEN, E. KOSKENNIEMI & P. LILJANIEMI (2003): Inter-annual variation in macroinvertebrate communities in a shallow forest lake in eastern Finland during 1990-2001. Hydrobiologia 506 (1-3): 389-397.
- JONASSON, P.M. (1955): The efficiency of sieving techniques for sampling freshwater bottom fauna. OIKOS 6 (2): 183-207.
- JOHNSON, R.K. (1998): Spatiotemporal variability of temperate lake macroinvertebrate communities: Detection of impact. Ecological Applications 8(1): 61-70.
- JOHNSON, R.K. (2003): Development of a prediction system for lake stony-bottom littoral macroinvertebrate communities. Archiv für Hydrobiologie, 158 (4): 517-540.

- KAJAK, Z., K. DUSOGE & A. PREJS (1968): Application of the flotation technique to assessment of absolute numbers of benthos. *Ekologia Polska – Seria A* 16: 607-620.
- KANSANEN, P.H., L. PAASIVIRTA & T. VÄYRYNEN (1990): Ordination analysis and bioindices based on zoobenthos communities used to assess pollution of a lake in southern Finland. *Hydrobiologia* 202: 153–170.
- KARR J.R. & E.W. CHU (1999): *Restoring Life in Running Waters – Better biological Monitoring*. Island Press. Washington D.C.: 206 Seiten.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998): *Gewässerbewertung stehende Gewässer: Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien*. 74 Seiten.
- LEWIS, P.A., D. J. KLEMM, & W.T. THOENY (2001): Perspectives on use of a multimetric lake bioassessment integrity index using benthic macroinvertebrates. *Northeastern Naturalist* 8(2): 233-246.
- LUDWIG, J.A. & J.F. REYNOLDS (1988): *Statistical Analysis – a primer on methods and computing*. New York, NY: Wiley, 1988: 337 Seiten.
- MATHES, J., G. PLAMBECK & J. SCHAUMBURG (2003): Der Entwurf zur Seentypisierung in Deutschland im Hinblick auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU. *Tagungsberichte der Deutschen Gesellschaft für Limnologie – Jahrestagung Braunschweig 30.9.-4.10.2002*: 47-51.
- MERRITT R.W. & K.W. CUMMINS (1996): Trophic relations of macroinvertebrates: In F. R. Hauer & G. A. Lamberti (eds), *Methods in stream ecology*. Academic Press Inc., San Diego: 453-474.
- MOOG, O. (1995): *Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs*. Herausgegeben im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft. Wien.
- MOSS, B. & P. JOHNES (1996): The monitoring of ecological quality and the classification of standing waters in temperate regions: a review and proposal based on a worked scheme for British waters, *Biological Review*, 71: 301-339.
- NALEPA, T.F. & A. ROBERTSON (1981): Screen mesh size affects estimates of macro- and meio-benthos abundance and biomass in the Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 1027-1038.
- ORENDT, C. (2003): *Makrozoobenthosuntersuchungen an bayerischen Seen zur Umsetzung der WRRL - Orientierende Auswertung zum Aussagewert der Organismengruppen*.

- Unveröff. Abschlußbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft München, 38 Seiten.
- OSTENDORP, W. (2004): New approaches to integrated quality assessment of lakeshores. *Limnologica* 34 (1-2): 160-166.
- RAWER-JOST, C. (2001): Eignung und Variabilität von Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im Mittelgebirge auf der Basis autökologischer Kenngrößen des Makrozoobenthos. Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Naturwissenschaften, Universität Hohenheim. Shaker-Verlag, Aachen, 147 Seiten.
- ROLAUFFS, P., D. HERING, M. SOMMERHÄUSER, S. JÄHNIG & S. RÖDIGER (2003): Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindex für die biologische Fließgewässerbewertung. Umweltbundesamt Texte 11/03. 137 Seiten.
- ROSENBERG, D.M. & V.H. RESH (1993): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York: 1–9.
- SCHMEDTJE, U. & M. COLLING (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 4: 525 Seiten.
- SCHÖLL, F. & A. HAYBACH (2001): Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI) : Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. Koblenz, Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- SCHWEDER, H. (1992): Neue Indices für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. *Limnologie Aktuell* 3: 353-377.
- SCHWÖRBEL, J. (1986): Methoden der Hydrobiologie. 3. Auflage. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, 301 Seiten.
- SHANNON, C.E. & W. WEAVER (1949): The Mathematical Theory of Communicatio. The University of Illinois Press, Urbana.
- THIENEMANN, A. (1920): Untersuchungen über die Beziehungen zwischen dem Sauerstoffgehalt des Wassers und der Zusammensetzung der Fauna in norddeutschen Seen. *Archiv für Hydrobiologie*, 12: 65 Seiten.
- TOLONEN, K.T., H. HÄMÄLÄINEN, I.J. HOLOPAINEN & J. KARJALAINEN (2001): Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. *Archiv für Hydrobiologie*, 152 (1): 39-67.

- WIEDERHOLM, T. (1980): Use of benthos in lake monitoring. *J. Water Pollution Control Fed.* 52: 537–547.
- WHITE, J. (2001): The potential use of littoral macroinvertebrates in the assessment of lake water quality. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 27: 3527-3532.
- WHITE, J. & K. IRVINE (2003): The use of littoral mesohabitats and their macroinvertebrate assemblages in the ecological assessment of lakes. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 331-351.
- WILLIAMS, P., J. BIGGS, M. WITHFIELD, A. CORFIELD, G. FOX & K. ADARE (1998): Biological techniques of still water quality assessment. Phase 2 Method development. Environment Agency R & D Technical Report E 56, Environment Agency, Bristol, 158 Seiten.
- ZELINKA, M. & P. MARVA (1961): Zur Präzisierung der biologischen Qualifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57: 389-407.
- ZENKER, A. (2004): Aquatische Invertebratenfauna als Messinstrument für Xenobiotika in Oberflächengewässern. Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Naturwissenschaften, Universität Hohenheim. Shaker-Verlag, Aachen, 168 Seiten.
- ZINTZ, K. & J. BÖHMER (2002): Makrozoobenthos-Bewertungsverfahren für Seen im Hinblick auf die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Literaturstudie. *Handbuch für Angewandte Limnologie*, 14. Erg. Lfg.: 1-52.