

# Vorläufiger Abschlussbericht

<b>Zuwendungsempfänger:</b> Universität Duisburg-Essen	<b>LAWA-Projekt-Nr.:</b> O 21.03
<b>Vorhabensbezeichnung:</b> Abschließende Arbeiten zur Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands in das bundesweite Typen- und Bewertungssystem	
<b>Laufzeit des Vorhabens:</b> 01.11.2003 – 31.03.2005	
<b>Berichtszeitraum:</b> 01.11.2003 – 30.11.2004	

## Bearbeiter

Carolin Meier, Armin Lorenz, Peter Rolauffs, Dr. Daniel Hering  
Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Biologie und Geografie, Abteilung Hydrobiologie,  
45117 Essen

## In Kooperation mit

Dr. Jochen Schaumburg, Christine Schranz, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft,  
München

Dr. Jürgen Böhmer, Bioforum GmbH, Kirchheim/Teck

Tanja Pottgiesser, umweltbüro essen, Essen

Dr. Peter Haase, Forschungsinstitut Senckenberg, Biebergemünd

Essen, November 2004

## Vorwort

Der vorliegende Abschlussbericht stellt den Verlauf und die bisherigen Ergebnisse des von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser geförderten Projektes „Abschließende Arbeiten zur Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands in das bundesweite Typen- und Bewertungssystem“ dar. Der Abschlussbericht hat in Teilen noch vorläufigen Charakter, da nicht alle Aufgabenbereiche des Vorhabens bis zum 30.11.2004 abschließend bearbeitet werden konnten. Tabelle 1 gibt einen Überblick über den derzeitigen Arbeitsstand. Der endgültige Abschlussbericht wird nach Ablauf des verlängerten Ausführungszeitraumes bis zum 30.04.2005 vorgelegt.

Tabelle 1: Übersicht über den Arbeitsstand innerhalb der verschiedenen Aufgabenbereiche sowie die noch ausstehenden Arbeitsschritte

Aufgabenbereich	Bemerkung
<b>Typologie</b>	
„bottom up“-Überprüfung der Fließgewässertypologie	- abgeschlossen
Überarbeitung Fließgewässertypenkarte	noch zu bearbeiten: - Überprüfung der Typzuweisung im M-V anhand der Ergebnisse der „bottom up“-Überprüfung - Abstimmungsbedarf bei grenzüberschreitendem Typwechsel
Überarbeitung Steckbriefe	- Überarbeitung erfolgt, sobald Ergebnisse zu den Referenzzönosen der Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytobenthos vorliegen
<b>Fließgewässerbewertung (Makrozoobenthos)</b>	
Weiterentwicklung und Überarbeitung Bewertungssystem – Modul „Allgemeine Degradation“	- abgeschlossen
Weiterentwicklung und Überarbeitung Bewertungssystem – Modul „Saprobie“	- weitgehend abgeschlossen; Rücksprache mit dem LAWA-Unterausschuss Anfang Dezember 04 notwendig
Überarbeitung Bewertungssoftware	- erfolgt zusammen mit Änderungen, die der „Bundesweite Praxistest“ und die Praxistests der Länder notwendig gemacht haben
<b>Referenzzönosen (Makrozoobenthos)</b>	- abgeschlossen
<b>Fließgewässerbewertung (Makrophyten/Phytobenthos)</b>	
Weiterentwicklung und Überarbeitung Bewertungssystem – Makrophyten & Diatomeen	- Probenahme abgeschlossen, Auswertung begonnen - Verfahren liegt im April 2005 vor
Weiterentwicklung und Überarbeitung Bewertungssystem – Phytobenthos	- Probenahme abgeschlossen, Auswertung begonnen - Verfahren liegt im April 2005 vor

# Inhaltsverzeichnis

<b>1. Einleitung</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Vorläuferprojekte und assoziierte Forschungsvorhaben</b> .....	<b>3</b>
<b>2.1 Bereich Fließgewässertypologie</b> .....	<b>3</b>
<b>2.2 Bereich Makrozoobenthos</b> .....	<b>5</b>
<b>2.3 Bereich Makrophyten und Phytobenthos</b> .....	<b>7</b>
<b>3. Typologie der nord- und nordostdeutschen Fließgewässer</b> .....	<b>8</b>
<b>3.1 „Bottom-up“-Überprüfung der deutschen Fließgewässertypologie         (Validation Tiefland, Gewässertypen 11 – 23)</b> .....	<b>8</b>
3.1.1 Anlass und Fragestellung.....	8
3.1.2 Datengrundlage.....	8
3.1.3 Methoden .....	11
3.1.4 Ergebnisse .....	12
3.1.5 Diskussion.....	20
<b>3.2 Überarbeitung der „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließge-         wässertypen Deutschlands“ im Bereich des nord- und nordostdeutschen         Tieflands</b> .....	<b>22</b>
<b>3.3 Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen         (Tiefland)</b> .....	<b>23</b>
<b>4. Weiterentwicklung und Überarbeitung des Bewertungssystems mit dem     Makrozoobenthos</b> .....	<b>25</b>
<b>4.1 Weiterentwicklung und Überarbeitung des Moduls „Allgemeine         Degradation“</b> .....	<b>26</b>
4.1.1 Datengrundlage.....	26
4.1.2 Vorgehen bei den Berechnungen .....	28
4.1.3 Die Bewertung der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschland - Das Modul „Allgemeine Degradation“ .....	37
<b>4.2 Überarbeitung des Moduls „Saprobie“</b> .....	<b>39</b>
<b>4.3 Umsetzung der Ergebnisse in die Bewertungssoftware</b> .....	<b>40</b>
<b>5. Überprüfung und Ergänzung der Referenzzönosen (Makrozoobenthos) ....</b>	<b>42</b>
<b>6. Fließgewässerbewertung auf Grundlage der Makrophyten und des     Phytobenthos</b> .....	<b>48</b>
<b>6.1 Projektablauf</b> .....	<b>48</b>
<b>6.2 Ausblick</b> .....	<b>49</b>
<b>7. Literatur</b> .....	<b>51</b>
<b>Anhang</b>	

## 1. Einleitung

Zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenlinie (EG-WRRL) in Deutschland werden gewässertypspezifische Bewertungsverfahren benötigt. In einem ersten Schritt wurde hierzu eine Fließgewässertypologie entwickelt, die mittlerweile mehrfach verbessert und verfeinert wurde. Für die meisten Fließgewässertypen wurden zudem Bewertungsverfahren für die biologischen Qualitätskomponenten „Makrozoobenthos“ sowie „Makrophyten und Phytobenthos“ hergeleitet. Diese Arbeiten fanden im Rahmen verschiedener vom Umweltbundesamt (UBA), der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderter Projekte statt.

Die Bewertungsverfahren weisen jedoch noch gewisse Lücken auf, die darin begründet sind, dass für einzelne Gewässertypen während der Laufzeiten der o.a. Projekte noch nicht genügend Daten vorlagen, um sie bei der Verfahrensentwicklung zu berücksichtigen oder einzelne Gewässertypen erst im Laufe des dynamischen Entwicklungsprozesses der Fließgewässertypologie abgegrenzt wurden. Für einige andere Gewässertypen beruhte der Entwicklungsprozess auf einem sehr geringen Datensatz – in diesen Fällen sind die Bewertungsverfahren nach den Erfahrungen in der Praxis noch verbesserungsfähig. Diese Lücken und der angesprochene Korrekturbedarf betreffen vor allem verschiedene Gewässertypen des Nord- und Nordostdeutschen Tieflands, insbesondere jedoch die Fließgewässertypen 21: Seeausflussgeprägte Fließgewässer, 22: Marschengewässer und 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse und damit Typen, die fast ausschließlich in Nord- und Nordostdeutschland vertreten sind.

Mittlerweile hat sich die Datengrundlage erheblich verbessert. Für die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ wurden im Laufe der Jahre 2003 und 2004 von den nord- und nordostdeutschen Bundesländern umfangreichere Daten erhoben. Zudem können Daten aus einem parallel laufenden Projekt der LAWA („Bundesweiter Praxistest“) verwendet werden. Mit Hilfe dieser Daten kann die Entwicklung von Bewertungsverfahren für die Gewässer des Nord- und Nordostdeutschen Tieflands nun weitgehend abgeschlossen werden.

Für die Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ waren weitere Erhebungen notwendig, um ein deutschlandweit anwendbares Verfahren für die Praxis zu entwickeln. Mit Hilfe dieser neuen Daten sowie weiterer Daten aus den Ländern, kann die Entwicklung der Bewertungsverfahren, unter Einbeziehung aller Fließgewässertypen, bis April 2005 abgeschlossen werden.

Aus gewässertypologischer Sicht besteht für das Norddeutsche Tiefland Anpassungsbedarf hinsichtlich der Fließgewässertypenkarte und der zugehörigen Steckbriefe. Durch die qualitativ hochwertigen, neu erhobenen Daten zum Makrozoobenthos kann nunmehr die ursprünglich „top down“ erstellte Typologie mit Hilfe von Daten zur Makrozoobenthosbesiedlung „bottom up“ überprüft werden, weit fundierter, als es in den bisherigen Projekten möglich war. Eine Überarbeitung der Steckbriefe erfolgt unter anderem durch die Erarbeitung von typspezifischen Referenzzönosen für das Makrozoobenthos sowie für die Makrophyten und das Phytobenthos.

Ziel dieses Forschungsvorhabens ist es, die hier beschriebenen Lücken zu schließen und die Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands vollständig in das bundesweite Typen und Bewertungssystem zu integrieren.

Der vorliegende (vorläufige) Abschlussbericht stellt den Verlauf und die bisherigen Ergebnisse des Projektes zusammenfassend dar.

## **2. Vorläuferprojekte und assoziierte Forschungsvorhaben**

Die im folgenden beschriebenen Forschungsvorhaben aus den Bereichen „Fließgewässertypologie“, „Makrozoobenthos“ sowie „Makrophyten und Phytobenthos“ stellen die Grundlage für eine deutschlandweite Fließgewässerbewertung nach den Vorgaben der EG-WRRL dar. Gleichzeitig sind sie die Basis für die Arbeitsschritte, die im Rahmen des hier beschriebenen Vorhabens durchzuführen sind, um die bestehenden Lücken in der Fließgewässerbewertung zu schließen.

### **2.1 Bereich Fließgewässertypologie**

**Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL – Teil I und Teil II** (Auftraggeber: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; Bearbeiter: umweltbüro essen; Abschluss: Oktober 2002 (Teil I), März 2004 (Teil II))

Für die Umsetzung der EG-WRRL werden als Voraussetzung für Gewässerbewertung und Gewässerbewirtschaftung Typologien und Referenzbedingungen für Fließgewässer benötigt. Dadurch ergab sich auch die Notwendigkeit einer bundesweit einheitlichen und eindeutigen Zuordnung der Gewässer zu biozönotisch relevanten Fließgewässertypen.

Im Rahmen des von der LAWA geförderten Projektes „Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der WRRL“ ist durch das umweltbüro essen allen wasserrahmenrichtlinienrelevanten Fließgewässern des DLM 1000 – Objektbereich Wasser (ATKIS ®, DLM 1000; Copyright © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2003) der jeweilige Fließgewässertyp linienhaft zugewiesen worden. Auf der „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ (Stand Dezember 2003) sind die 24 Fließgewässertypen sowie Subtypen kartographisch dargestellt (Pottgiesser et al. 2004).

#### **Die Fließgewässertypen Deutschlands und ihre Beschreibung in Steckbriefen**

Parallel zur Erarbeitung der „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ sind die deutschen Fließgewässertypen einheitlich beschrieben, überarbeitet und aktualisiert worden (Pottgiesser & Sommerhäuser 2004).

Vor Einführung der WRRL existierten im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland bereits mehrere regionale Fließgewässertypologien. Eine das gesamte Gebiet Deutschlands und alle

vorkommenden Fließgewässergrößenklassen im Sinne der EG-WRRL behandelnde Typologie existierte nicht. Von Schmedtje et al. (2001) ist im „top down“-Verfahren ein erster flächendeckender und einheitlicher Typologieentwurf entwickelt worden, der als Arbeitsgrundlage von der LAWA und verschiedenen Forschungsvorhaben verwendet wurde.

Dieser erste umfassende Typologieentwurf wurde in enger Abstimmung mit den Ländern weiterentwickelt. Parallel zur Bearbeitung verschiedener biozönotischer Forschungsprojekte, aber v. a. der „Typenkarte Deutschlands“ sind in einem iterativer Prozess die 20 Fließgewässertypen Schmedtjes et al. (2001) z. T. zusammengefasst und in Einzelfällen durch neue Typen ergänzt worden. Für ausgewählte Typen sind zudem längszönotisch begründete Subtypen ausgewiesen worden.

Derzeit werden in Deutschland insgesamt 24 Fließgewässertypen unterschieden: vier für die Ökoregion der Alpen und des Alpenvorlandes, acht für das Mittelgebirge, acht für das Norddeutsche Tiefland sowie vier Fließgewässertypen, die als „Ökoregion unabhängige“ Typen in verschiedenen Ökoregionen verbreitet sind.

Die Beschreibung der deutschen Fließgewässertypen in Form von Steckbriefen dient als Typ-Veranschaulichung und allgemeine Verständigungsgrundlage (Pottgiesser & Sommerhäuser 2004). Die Steckbriefe enthalten neben der morphologischen Beschreibung der Gewässertypen z. B. zu Sohlsubstrat, Laufform und Windungsgrad, Talform und Gefälle auch physikochemische Leitwerte sowie Kurzcharakteristika der Hydrologie. Eine Auswahl typspezifischer Arten sowie die Beschreibung funktionaler Gruppen der Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytobenthos sowie Fische sind in der biozönotischen Charakterisierung der Gewässertypen zusammengestellt.

Für die „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ dienen die Steckbriefe als ausführliche Legende.

## 2.2 Bereich Makrozoobenthos

**„Leitbildorientierte biologische Fließgewässerbewertung zur Charakterisierung des Sauerstoffhaushalts“** (Auftraggeber: Umweltbundesamt; Bearbeitung: Universität Essen; Abschluss 30.06.2002)

Ziel des Projektes war, das deutsche Saprobien-system auf die Erfordernisse der EG-WRRL hin zu adaptieren. Die Entwicklungsschritte im Rahmen des Projektes basierten auf der neuen Fassung des Saprobien-systems, die von dem zuständigen DIN-Ausschuss erstellt wurde (Norm-Entwurf DIN38410-1, Ausgabe: 2003-06). Diese neue Fassung enthält unter anderem eine erheblich erweiterte Liste von Indikatorarten (612 Taxa anstelle von 148 Taxa in der früheren Version).

Im Rahmen dieses Projektes wurde eine gewässertypspezifische Anpassung des Saprobien-systems entwickelt. Für 19 der 24 Gewässertypen, die eine Basis für die Umsetzung der EG-WRRL in Deutschland darstellen, wurden „saprobielle Leitbilder“ definiert. Damit soll der Tatsache Rechnung getragen werden, dass ein Saprobienindex von 2,0 einen sauberen Tieflandfluss, aber einen stark belasteten Alpenfluss indizieren kann.

Basierend auf den gewässertypspezifischen „saprobiellen Leitbildern“ wurden für jeden Gewässertyp fünf „saprobielle Qualitätsstufen“ entsprechend den Vorgaben der WRRL definiert.

**„Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben“** (Auftraggeber: Umweltbundesamt; Bearbeitung: Universität Duisburg-Essen, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Universität Hohenheim, Forschungsinstitut Senckenberg, Bundesanstalt für Gewässerkunde; Abschluss Phase I: 31.03.2004, Abschluss Phase II: 31.12.2004, Abschluss Phase III: 31.01.2006)

Das Forschungsvorhaben lässt sich in zwei Arbeitsschwerpunkte unterteilen, die teilweise aufeinander aufbauen:

**A.** Entwicklung eines Bewertungssystems für den Großteil der deutschen Fließgewässertypen auf der Grundlage des Makrozoobenthos und Umsetzung dieses Verfahrens in eine Bewertungssoftware.



Das Ergebnis ist ein modular aufgebautes, gewässertypspezifisches Verfahren, das die Auswirkungen verschiedener Stressoren soweit möglich differenziert. Das Verfahren integriert durch seinen modularen Aufbau den Einfluss verschiedener Stressoren in die Bewertung der ökologischen Qualität eines Fließgewässers. Aus der Artenliste eines zu bewertenden Gewässers werden Informationen zu den Stressoren „Organische Verschmutzung“<sup>1</sup>, „Versauerung/Säurezustand“ sowie „Allgemeine Degradation“ extrahiert und leitbildbezogen bewertet. Die Ergebnisse werden durch eine Bewertungssoftware („AQEM-Software“) anwendbar gemacht, die auf einer Software-Plattform basiert, die in dem EU-Projekt AQEM (AQEM consortium 2002) entwickelt wurde.

**B.** Implementierung der neuen Verfahren zur Fließgewässerbewertung mit Hilfe der dafür notwendigen Materialien (Web-Präsentation zur Fließgewässerbewertung (<http://www.fliessgewaesserbewertung.de>), methodisches Handbuch, Schulungsmaterialien, Einarbeitung von Änderungswünschen in das Bewertungssystem, die Software und das Handbuch). Im Rahmen der Einführung der neuen Verfahren werden neben dem Bewertungssystem für die deutschen Fließgewässertypen der aktuelle Stand der Fließgewässertypologie sowie neue Methoden zur Entnahme und Bearbeitung von Makrozoobenthosproben vorgestellt.

**„Bundesweite Anwendung und Erprobung der neu entwickelten Verfahren zur Fließgewässerbewertung mit dem Makrozoobenthos gemäß EU-WRRL (Bundesweiter Praxistest)“** (Auftraggeber: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; Bearbeitung: Forschungsinstitut Senckenberg, Universität Duisburg-Essen, Universität Hohenheim, Bioforum GmbH; Abschluss: 31.12.2004)

Ziel des „Bundesweiten Praxistests“ ist die Erprobung und Weiterentwicklung des Anfang 2004 vorgelegten Verfahrensvorschlags für eine standardisierte Erfassung und Auswertung von Makrozoobenthosproben sowie des EDV-Programms zur Bewertung der deutschen Fließgewässertypen („AQEM-Software“). Hierzu werden sämtliche Fließgewässertypen, verteilt auf Probestellen in allen 16 Bundesländern, beprobt, um praktische Erfahrungen mit der Methode zu erzielen und das Verfahren ggf. besser auf die Erfordernisse der Praxis anzupassen.

---

<sup>1</sup> Die Bewertung erfolgt gemäß den Ergebnissen des Projektes „Leitbildorientierte biologische Fließgewässerbewertung zur Charakterisierung des Sauerstoffhaushalts“.

Der Praxistest lässt sich in die Teilbereiche „Probenahme“ (im Gelände), „Probensortierung“ (im Labor), „Bestimmung der Organismen“ (im Labor) und „Auswertung per EDV“ unterteilen. Die praktischen Erfahrungen zu den Teilbereichen werden dokumentiert und ausgewertet.

### **2.3 Bereich Makrophyten und Phytobenthos**

Zur Umsetzung der EG-WRRL im Bereich Makrophyten und Phytobenthos wurden und werden, neben dem hier beschriebenen Vorhaben zur Integration der nord- und nordostdeutschen Gewässer, seit 1999 verschiedene aufeinander aufbauende Projekte durch das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft durchgeführt:

- „Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos“  
Literaturstudie über vorhandene Verfahren und bundesweite Daten zur Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern und Seen (Schmedtje et al. 2001)
- „Ermittlung gewässertypspezifischer Leitzönosen für Makrophyten und Phytobenthos“  
Entwurf eines bundesweiten Untersuchungsprogrammes für Makrophyten und Phytobenthos auf der Basis des o.a. Projektes und den ersten Gewässertypologieansätzen (Schmedtje et al. 2000, Mathes et al. 2002)
- „Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der WRRL“  
Erarbeitung des bundesweiten Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen (Schaumburg et al. 2004a, b, c, d, e)
- „Bundesweiter Praxistest Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern“  
Test des Verfahrens in Fließgewässern unter Einbindung von Länderdaten, Schulung der Länder, Entwicklung eines DV-Tools zur einfachen Handhabung des Verfahrens (bis 2005)
- „Bundesweiter Praxistest Makrophyten und Phytobenthos in Seen“  
Test des Verfahrens in Seen unter Einbindung von Länderdaten, Schulung der Länder, Entwicklung eines DV-Tools zur einfachen Handhabung des Verfahrens (bis 2005)
- geplant für 2005:  
„Modifizierter Praxistest Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern“  
Test des Verfahrens in den entsprechenden Typen, Auswertung zusätzlicher Bundesländerdaten, Anpassung des DV-tools.

### **3. Typologie der nord- und nordostdeutschen Fließgewässer**

Die im Folgenden zu Grunde gelegten Typzuweisungen entsprechen der von den Bundesländern weitergeführten „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“. Für einzelne Gewässer bzw. Gewässertypen kann eine Änderung des Gewässertyps noch notwendig sein, da hierzu noch Arbeiten in den Ländern durchgeführt werden.

#### **3.1 „Bottom-up“-Überprüfung der deutschen Fließgewässertypologie (Validation Tiefland, Gewässertypen 11 – 23)**

##### **3.1.1 Anlass und Fragestellung**

Die deutsche Fließgewässertypologie basiert auf dem „top down“-Entwurf von Schmedtje et al. (2001), der von Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) weitergeführt wurde. Danach werden die Gewässertypen in erster Linie anhand von Umweltvariablen, z.B. Höhenlage, Gewässergröße oder Sohlsubstrat, abgegrenzt. Von Haase et al. (2004) wurden die Gewässertypen erstmals „bottom up“, mit Hilfe von Daten zur Makrozoobenthos-Besiedlung, überprüft. Hierbei bestätigte sich im Wesentlichen das Bild der „top down“ Typen, jedoch zeigten sich im Detail einige Unterschiede; insbesondere konnten einzelne Typen im Tiefland anhand ihrer Biozönose nicht eindeutig unterschieden werden. Von Haase et al. (2004) wurde die Hypothese aufgestellt, dass dies teilweise in der zu geringen Datengrundlage begründet war: für manche „top down“ abgegrenzten Gewässertypen gab es kaum Daten zu Gewässern in einem vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Zustand. In der Zwischenzeit hat sich die Datenlage wesentlich verbessert; daher wird die „bottom up“-Überprüfung nachfolgend unter Berücksichtigung neuer Daten, die in den Jahren 2003 und 2004 von den Bundesländern erhoben wurden und weiterer Daten des „Bundesweiten Praxistest“ wiederholt.

##### **3.1.2 Datengrundlage**

###### **3.1.2.1 Datengrundlage von Haase et al. (2004)**

Eine ähnliche Aufgabenstellung bestand bereits im Rahmen eines vorangegangenen LAWA-Projektes (Haase et al. 2004). Die damals verwendete Datenbasis für das Tiefland (insgesamt 131 Makrozoobenthosaufsammlungen aus naturnahen Gewässern mit insgesamt 143 Taxa) wurde für die unten geschilderte Auswertung unverändert übernommen. Die Datensätze entstammen der Datenbank „ASSESS“, die von der Universität Hohenheim im Rahmen des LAWA-Projektes O 2.02 aufgebaut wurde (Rawer-Jost et al. 2004).

### 3.1.2.2 Neue Daten

Der bestehenden Datenbasis wurden folgende neue Datensätze hinzugefügt:

- 194 Aufsammlungen von 57 Probenahmestellen verschiedener Gewässertypen aus regionalen Projekten in Mecklenburg-Vorpommern der Jahre 2003 und 2004 (Daten bereitgestellt von Dr. Marina Carstens, LUNG-MV).
- 21 Aufsammlungen von sechs Probenahmestellen an Seeausflüssen (Typ 21) in Schleswig-Holstein (Daten bereitgestellt von Dr. Matthias Brunke, LANU-SH).
- 137 Aufsammlungen von 25 Probenahmestellen aus niedersächsischen Marschengewässern (LAWA-Typ 22). Die Daten entstammen dem niedersächsischen BOG-Archiv (Archiv „Biologie der Oberflächengewässer“) des NLÖ (Daten bereitgestellt von Frau Eva Bellack, NLÖ Niedersachsen).  
Die ausgewählten Daten des BOG-Archivs repräsentieren die naturnächsten Probenahmestellen in tideoffenen Marschengewässern Niedersachsens. Eine umfassende Beschreibung des Vorgehens zur Ermittlung der Probenahmestellen ist im Endbericht zum Marschenprojekt „Ökologische Bewertung von Marschengewässern entsprechend den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL)“ des NLÖ enthalten (NLÖ 2003). Im Wesentlichen wurden Probenahmestellen dann ausgewählt, wenn sie im begleitenden Feldprotokoll als mindestens „bedingt naturnah“ und nicht als „ausgebaut“ oder „begradigt“ kartiert wurden. Ferner durften sie kein „ausgebautes Profil“ besitzen und auch nicht als „Entwässerungsgraben“ oder „Kanal“ deklariert sein. Die Daten wurden zusätzlich durch die unten genannten Kriterien gefiltert und somit für die Analysen reduziert.
- 100 Aufsammlungen von 88 Probenahmestellen des „Bundesweiten Praxistests“ im Norddeutschen Tiefland des Jahres 2004.

Die neuen Datensätze wurden vor Beginn der Analyse einem Filterprozess unterzogen, um vergleichbare Daten von möglichst naturnahen Gewässern zu erhalten.

Die Probenahmestellen der herausgefilterten Taxalisten besitzen eine mindestens „gute“ Strukturgüte, einen möglichst geringen Anteil intensiv genutzter Flächen im Einzugsgebiet sowie einen leitbildbezogenen Saprobienindex von mindestens „gut“<sup>2</sup> (nach der revidierten Form der DIN 38 410 Teil 2) – sie repräsentieren daher vom Menschen nur gering veränderte Gewässer. Zudem enthält jede Taxaliste mindestens fünf Taxa, wobei ein Taxon an mindestens zwei

---

<sup>2</sup> Mit Ausnahme der Gewässertypen 22 und 23 für die gemäß DIN 38 410 das Verfahren zur Bestimmung des Saprobienindex nicht anwendbar ist (vgl. Kapitel 4.2)

Probenahmestellen vorkommen muss. Mit diesem Vorgehen wurden offensichtlich beeinträchtigte Probenahmen *a priori* ausgeschlossen.

Alle verwendeten Taxalisten wurden taxonomisch bereinigt; Unterschiede in den Bestimmungsergebnissen, die wahrscheinlich aufgrund von unterschiedlichen Bestimmungskennntnissen bzw. Bestimmungsniveaus bestanden, wurden durch dieses Procedere weitgehend ausgeräumt.

Als zusätzliches Filterkriterium wurde die Einstufung der Bearbeiter vor Ort herangezogen: lediglich Gewässerabschnitte, die von den Bearbeitern mit mindestens „gut“ eingestuft wurden, gingen in die Analyse mit ein.

### **3.1.2.3 Datengrundlage für die Analyse**

Die nach dem Filterprozess verbleibenden Datensätze von naturnahen Gewässern wurden nach dem Zeitpunkt der Probenahme in „Frühjahr“ und „Sommer“ gruppiert. Probenahmen aus dem Mai, in dem ein großer Teil der Proben genommen worden war, wurden in beiden Teildatensätzen verwendet. Nur so konnte eine ausreichende Repräsentanz aller „top-down“ Typen in beiden Teildatensätzen gewährleistet werden. Insgesamt ergaben sich:

- 153 Datensätze aus dem Frühjahr (Monate Februar bis Mai) mit 162 Taxa
- 128 Datensätze aus dem Sommer (Mai bis August) mit 182 Taxa.

Um Redundanz und eine einseitige Gruppenbildung in den Datensätzen zu vermeiden, wurde nur je eine Probe pro Gewässerabschnitt in die Analyse aufgenommen. Lagen mehrere Proben eines Abschnittes vor, wurden die Taxalisten miteinander verschnitten.

### **3.1.2.4 Umweltvariablen**

Für jeden Gewässerabschnitt wurden folgende Parameter erhoben:

- Einzugsgebietsgröße
- Dominierender Substrattyp
- Gewässertyp nach der LAWA-Typologie (Pottgiesser & Sommerhäuser 2004)

Diese Umweltvariablen wurden benötigt, um die ausschließlich mit biozönotischen Daten durchgeführten multivariaten Analysen besser interpretieren zu können.

### **3.1.3 Methoden**

#### **3.1.3.1 Datenvorbereitung**

Die taxonomische Bereinigung erfolgte für die neu hinzugekommenen Daten nach den gleichen Prinzipien, die auch für den von Haase et al. (2004) verwendeten Datensatz angewandt wurden (vgl. Kapitel 3.1.2.1). Das Procedere der taxonomischen Bereinigung wird in AQEM consortium (2002) (Kapitel 10) beschrieben.

Die Analysen erfolgten auf dem Niveau „Anwesenheit/Abwesenheit eines Taxon“. Auf die Verwendung von Abundanzangaben wurde verzichtet, da die einzelnen Taxalisten auf unterschiedlichen Besammlungs- und Sortiertechniken beruhen. Folgende taxonomische Gruppen gingen in die Analyse mit ein: Gastropoda (Schnecken), Bivalvia (Muscheln), Crustacea (Krebstiere), Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Odonata (Libellen), Plecoptera (Steinfliegen), Coleoptera (Käfer) und Trichoptera (Köcherfliegen). Krebstiere wurden in den vorangegangenen Analysen nicht verwendet; sie wurden hier erstmals mit einbezogen, da sie vor allem im LAWA-Typ 22 (Marschengewässer) eine wichtige Rolle spielen, während dort die meisten limnischen Insektengruppen (z.B. Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) natürlicherweise nur begrenzt vorkommen oder gänzlich fehlen.

#### **3.1.3.2 Berechnungen**

Die multivariate Analyse der Daten erfolgte mit dem Ordinationsverfahrens NMS (Non-metric Multidimensional Scaling). Vorteil dieses Verfahrens ist, dass es keine linearen Beziehungen voraussetzt und keine Normalverteilung der Daten notwendig ist. Als Ergebnis erhält man ein Ordinationsdiagramm, bei dem in Bezug auf ihre Artenzusammensetzung ähnliche Datensätze nahe beieinander liegen und unähnliche weiter voneinander entfernt (Clarke 1993). Die Berechnungen wurden mit dem Programm PCOrd 4.2 durchgeführt.

Eine NMS stellt die Ähnlichkeit von Gewässerabschnitten ausschließlich anhand der Taxalisten dar. Das resultierende Ordinationsdiagramm spiegelt somit unvoreingenommen die Ähnlichkeit der Biozönosen wider; jeder Punkt repräsentiert eine Probenahme und somit eine Taxaliste. Für die Interpretation der Diagramme ist es in einem zweiten Schritt jedoch hilfreich, die einzelnen Punkte mit Zusatzinformationen zu hinterlegen; dies wird mit sogenannten „Overlays“ erreicht, die einer zweiten Tabelle mit Umweltvariablen der Gewässerabschnitte entstammen. Das kann z.B. die Größenklasse der jeweiligen Gewässer sein, das vorherrschende Substrat, der „top-down“ Gewässertyp der Probestelle, die Jahreszeit der Besammlung oder auch biozönotische Informationen, z.B. das Vorkommen einer bestimmten Art. Die „Overlays“ unterstützen die

Interpretation des Ordinationsdiagramms und liefern wichtige Hinweise darüber, welche Faktoren die Zusammensetzung der Biozönose bestimmen und somit für die Typologie relevant sind.

Mit der oben geschilderten Datengrundlage wurden zudem Clusteranalysen durchgeführt, mit Hilfe derer jede Probenahme einer Clustergruppe zugeordnet wurde. Die Zuordnung zur Clustergruppe wurde dann wiederum als Overlay genutzt, um biozönotisch begründete Gruppen im Ordinationsdiagramm darzustellen. Die Clusteranalysen wurden auf Grundlage des Sørensen-Ähnlichkeitsindex berechnet, als Verknüpfungsmaß wurde ‚flexible beta‘ mit ‚-0,25‘ verwendet. Dies entspricht dem ‚linkage‘ nach der Methode von Ward, die allerdings für das gewählte Ähnlichkeitsmaß nicht direkt verwendet werden kann.

### **3.1.4 Ergebnisse**

In den Abbildungen 1-3 ist jeweils das Ergebnis einer NMS mit den Frühjahrsdaten dargestellt. Die relative Position der Punkte zueinander entspricht sich in den drei Abbildungen und ergibt sich, wie oben geschildert, jeweils aus der Artenzusammensetzung der Probestellen. Die Punkte wurden im Nachhinein jeweils nach der Einzugsgebietsgröße der Gewässerabschnitte, dem vorherrschenden Substrat bzw. dem „top-down“-Gewässertyp eingefärbt. Entsprechend wird in den Abbildungen 4-7 mit den Sommerdaten verfahren.

#### **Gewässertypologie anhand der Frühjahrsdaten**

Das Ordinationsdiagramm, in dem die Gewässerabschnitte nach den Größenklassen der Einzugsgebiete eingefärbt sind (Abbildung 1), zeigt eine deutliche Größenabfolge in der linken Hälfte des Diagramms und eine heterogene Zuordnung im rechten unteren Bereich. Probestellen mit Einzugsgebietsgrößen kleiner  $100 \text{ km}^2$  befinden sich im oberen linken Abschnitt und darunter finden sich Einzugsgebietsgrößen zwischen  $100$  und  $1000 \text{ km}^2$  sowie zwischen  $1000$  und  $10000 \text{ km}^2$ . In der linken Hälfte des Diagramms zeigt sich also eine klare Abfolge von kleinen zu großen Gewässern entlang der 2. Achse.

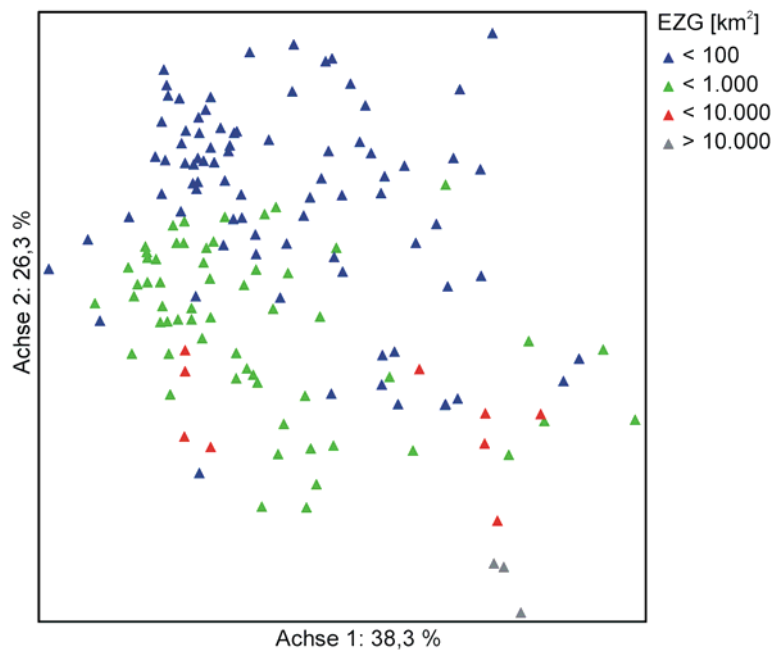


Abbildung 1: NMS-Ordinationsdiagramm zu 153 Fröhjahrsaufsammlungen mit insgesamt 162 Taxa. Stress: 18,6. Als Overlay wurde die Einzugsgebietsgröße der Probestellen verwendet.

Verwendet man das vorherrschende Sohlsubstrat als Overlay (Abbildung 2) so zeigt sich ein heterogenes Bild. Im rechten oberen Bereich befinden sich vorwiegend Gewässer mit hauptsächlich organischem Substrat. In der linken Hälfte des Diagramms dominieren Probestellen mit mineralischem Substrat, wobei sich keine klare Trennung von kiesigen und sandigen Gewässern ergibt. Der untere rechte Bereich lässt wiederum keine Gruppenbildung erkennen.



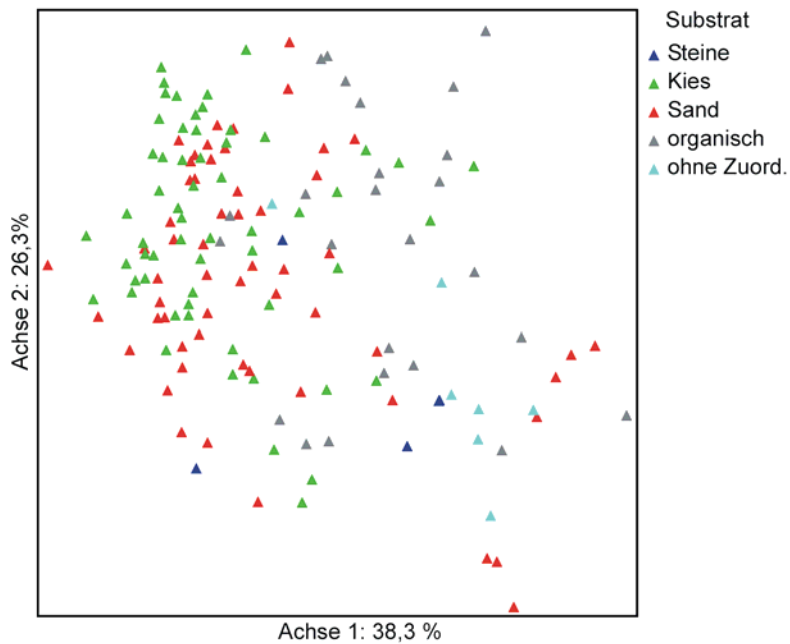


Abbildung 2: NMS-Ordinationsdiagramm zu 153 Frühjahrsaufsammlungen mit insgesamt 162 Taxa. Stress: 18,6. Als Overlay wurde das dominierende Substrat der Probestellen verwendet.

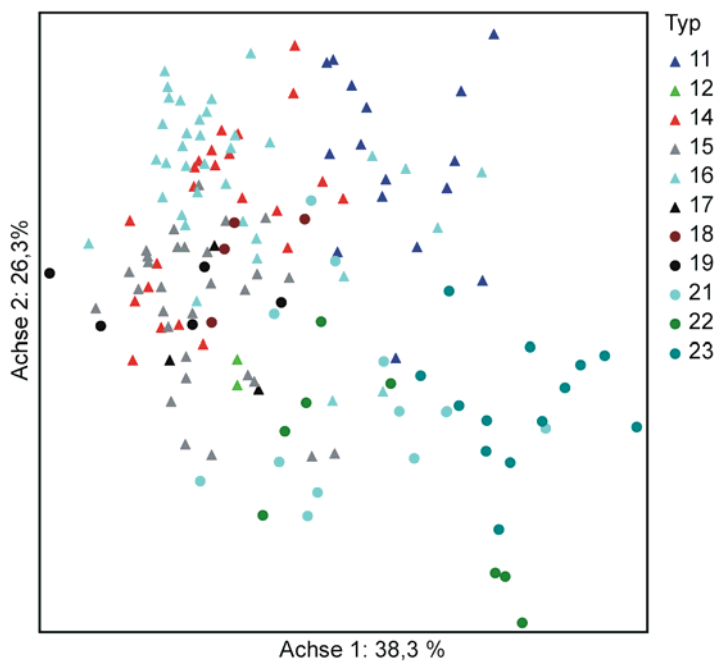


Abbildung 3: NMS-Ordinationsdiagramm zu 153 Frühjahrsaufsammlungen mit insgesamt 162 Taxa. Stress: 18,6. Als Overlay wurde die *a priori*-Typzuordnung gemäß der Angabe in den Datenlieferungen der Bundesländer verwendet.

Wird die aktuelle Typzuordnung als Overlay verwendet (Abbildung 3), so bestätigen sich im Wesentlichen die Ergebnisse von Abbildung 1 und Abbildung 2, wobei sich manche Gewässertypen nicht deutlich abtrennen lassen. Die organischen Bäche (Typ 11) lassen sich als eingeständige Gruppe mit geringen Überlappungen zu umgebenden Typen im rechten oberen Bereich des Ordinationsdiagramms erkennen. Die Typen 14 (sandgeprägte Bäche), 16 (kiesgeprägte Bäche) und 18 (Löss-Lehmbäche) sind durchmischelt, trennen sich aber von dem Typ 15 (sandgeprägte Flüsse) ab. Überlappungen zeigen sich auch im Übergangsbereich der Bäche (Typen 14/16) zu den Flüssen (Typen 15/17); dies ist aber auf die strikte Grenzziehung zwischen den Typen auf Grundlage der Einzugsgebietsgröße zurückzuführen. Die Typen 19 (Niederungsgewässer) und 15 (sandgeprägte Flüsse) lassen sich anhand der verwendeten Datenbasis nicht trennen. Zu den Typen 12, 17 und 18 liegen weiterhin nicht genügend Datensätze vor, um die Ergebnisse zu diesen Typen eindeutig zu interpretieren. Die biozönotische Ähnlichkeit des Typs 18 (Löss-Lehmbäche) zu den kleinen sandgeprägten Fließgewässern (Typ 14) sowie die Ähnlichkeit der Typen 12 (organische Flüsse) und 17 (kiesgeprägte Flüsse) zu den sandgeprägten Flüssen (Typ 15) ist offensichtlich.

Im Hinblick auf die Typen 21 bis 23 zeigt sich ein etwas anderes Bild. Ein großer Teil der als Typ 21 bis 23 klassifizierten Proben befindet sich im unteren rechten Abbildungsbereich und trennt sich gut von den übrigen Gewässertypen ab. Ein Einfluss der Einzugsgebietsgröße bzw. des dominierenden Substrats der Probestellen auf die Zoozönose ist nicht zu erkennen (rechter unterer Bereich in Abbildung 1 und Abbildung 2). Prägende Faktoren für die Zusammensetzung der Biozönose können somit anhand der erhobenen Umweltvariablen nicht ausgemacht werden. Der Salzgradient ist insbesondere in den Marschengewässern (Typ 22) die alles entscheidende Größe und prägt daher vermutlich auch in dieser Analyse die Ergebnisse. Bezüglich der Marschengewässer lassen sich in Abbildung 3 zwei Gruppen unterscheiden: am unteren Rand des Diagramms finden sich Probestellen der Weser mit einem sehr hohen Salzgehalt und einer daran angepassten Fauna (z.B. *Ecnomus tenellus*, *Gammarus tigrinus*, *Corophium curvispinum*); im mittleren unteren Bereich finden sich dagegen Proben aus den niedersächsischen Marschen, Flüsse mit limnischen Verhältnissen, die überwiegend unidirektional fließen aber aufgrund des Tideeinflusses im Leda-Jümme-System zumindest zeitweise rückstaubeinflusst sind (vgl. NLÖ 2003). Sie sind im Gegensatz zu der Unteren Weser nicht durch Brackwasser geprägt. Etwas oberhalb der Punkte, von denen die Probestellen der Unteren Weser repräsentiert werden, finden sich im Diagramm Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse (Typ 23, z.B. Peene, Recknitz), wobei auch hier ein geringer Brackwassereinfluss deutlich wird. Typ 23 bildet eine homogene Einheit im unteren rechten

Abbildungsbereich. Nur eine als seeausflussgeprägtes Gewässer klassifizierte Probe findet sich in diesem Cluster, wodurch die biozönotische Ähnlichkeit lenitischer Seeausflüsse zu rückgestauten Tieflandgewässern verdeutlicht wird.

Proben des Typs 21 (Seeausflussgeprägte Fließgewässer) lassen sich im Frühjahr nicht deutlich von den anderen Typen abtrennen: Es kommt sowohl zu Überlappungen mit den Typen 14, 15 und 16 als auch zu Überlappungen mit den Typen 22 und 23.

### Gewässertypologie anhand der Sommerdaten

Das Einzugsgebiet der einzelnen Probestellen hat auch bei der Analyse der Sommerdaten einen erheblichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Biozönosen (Abbildung 4). In der unteren Hälfte des Diagramms zeigt sich von rechts nach links die Abfolge von kleinen Gewässern (< 100 km<sup>2</sup> EZG) über mittelgroße (100 – 1000 km<sup>2</sup> EZG) zu großen Flüssen und Strömen (> 1000 bzw. 10000 km<sup>2</sup> EZG). Die obere Hälfte spiegelt keine Größenklassifikation wieder und lässt wie bereits in der Frühjahrsanalyse auf Proben der Typen 21-23 schließen.

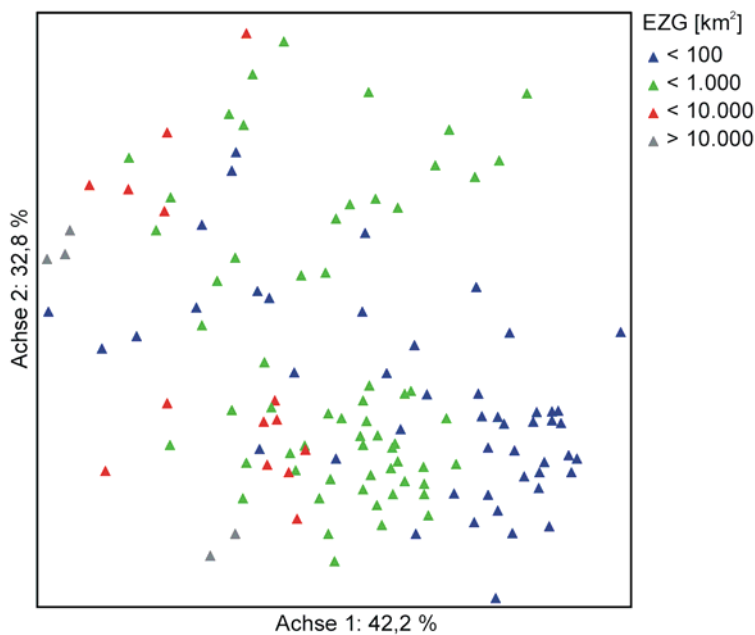


Abbildung 4: NMS-Ordinationsdiagramm zu 128 Sommeraufsammlungen mit insgesamt 182 Taxa. Stress: 22,3. Als Overlay wurde die Einzugsgebietsgröße der Probestellen verwendet.

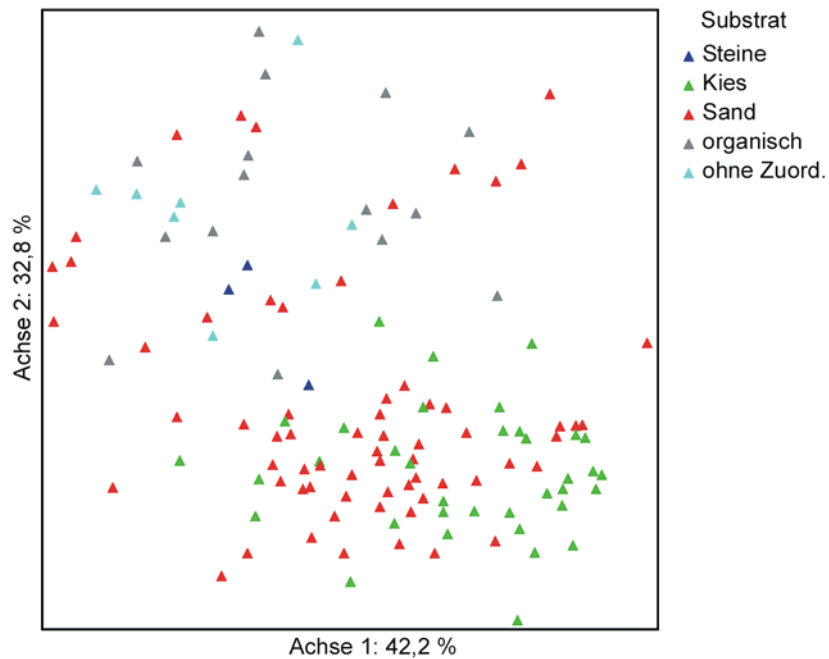


Abbildung 5: NMS-Ordinationsdiagramm zu 128 Sommeraufsammlungen mit insgesamt 182 Taxa. Stress: 22,3. Als Overlay wurde das dominierende Substrat der Probestellen verwendet

Verwendet man den „dominierenden Substratyp“ als Overlay, so zeigt sich in der unteren Hälfte der Abbildung 5 eine Durchmischung von sand- und kiesgeprägten Gewässern und in der oberen Hälfte ein Wechsel zwischen sandgeprägten und organischen Gewässern sowie von Proben, bei denen die Zuordnung nicht bekannt war. Letztere stellen Proben des Typs 23 dar, bei denen ein organischer Untergrund wahrscheinlich ist.

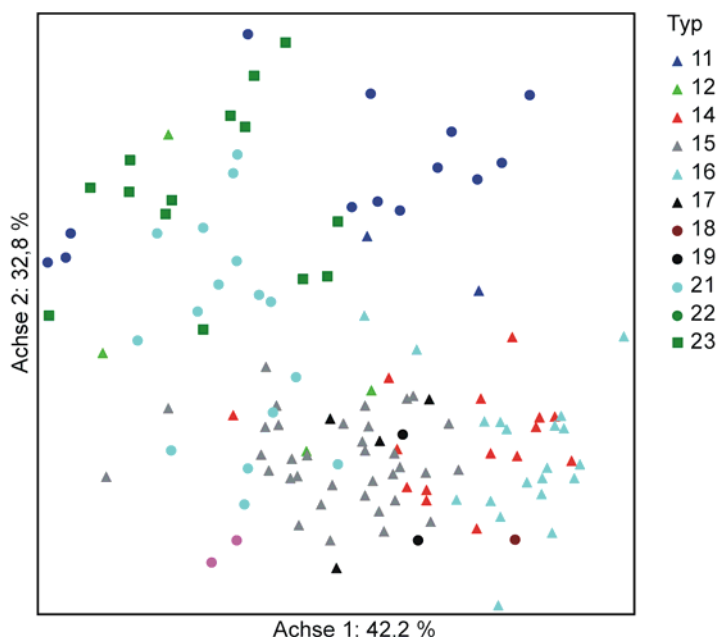


Abbildung 6: NMS-Ordinationsdiagramm zu 128 Frühlingsaufsammlungen mit insgesamt 182 Taxa. Stress: 22,3. Als Overlay wurde die *a priori*-Typzuordnung gemäß der Angabe in den Datenlieferungen der Bundesländer verwendet.

Die Verwendung der „top-down“ Typen als Overlay (Abbildung 6) zeigt das erwartete Bild: Gewässer der Typen 21 bis 23 (obere Hälfte des Diagramms) trennen sich deutlich von Gewässern der Typen 11 bis 20 (untere Hälfte des Diagramms). Auch bei dieser Analyse lassen sich sowohl die Bachtypen 14 (sandig) und 16 (kiesig) wie auch die Flusstypen 15 (sandig) und 17 (kiesig) biozönotisch nicht von einander trennen. Die Typen 11 (organische Bäche), 18 (Löss-Lehm-bäche) und 19 (Niederungsgewässer) sind mit jeweils nur einer oder zwei Proben in Analyse eingegangen, so dass keine Aussage getroffen werden kann. Proben, die als Typ 12 (organische Flüsse) eingestuft wurden, verteilen sich über das gesamte Diagramm, so dass sich in diesem Datensatz keine eigenständige Fauna zeigt. Im Gegensatz dazu kann für die zwei Proben des Typs 20 im linken unteren Bereich von einem eigenständigen Typ ausgegangen werden; dies wird auch durch die Clusteranalyse (siehe unten) bestätigt.

Deutlich abgetrennt von den beschriebenen Typen finden sich in der oberen Hälfte des Diagramms Proben der Typen 21 bis 23. In Parallelität zu den Frühlingsproben trennt sich der Typ 22 (Marschengewässer) in zwei Gruppen auf. In der rechten oberen Hälfte gruppieren sich die Flüsse mit den limnischen Verhältnissen, die aufgrund des Tideeinflusses zumindest zeitweise rückstaubeinflusst sind (vgl. NLÖ 2003) und in der linken äußeren Ecke gruppieren sich die brackwasserbeeinflussten Stellen der Weser. Die verschiedenen Gruppen der

Ostseezuflussgewässer (Typ 23) werden bei der Clustergruppenanalyse genauer besprochen. Sie schließen aber eine relativ homogene Gruppe von Typ 21-Gewässern (Seeausflüsse) ein (mittlerer Bereich in Abbildung 6).

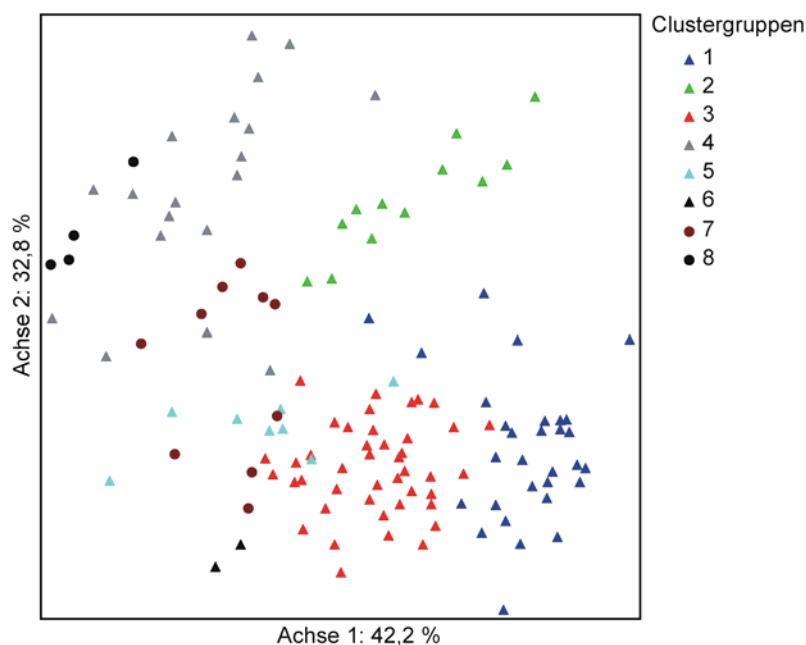


Abbildung 7: NMS-Ordinationsdiagramm zu 128 Frühjahrsaufsammlungen mit insgesamt 182 Taxa. Stress: 22,3. Als Overlay wurde die Klassifizierung gemäß der Clusteranalyse verwendet.

Aufgrund der Unsicherheiten bezüglich der *a priori* Typzuweisungen wurde ergänzend eine Clusteranalyse mit demselben Taxadatensatz durchgeführt. Als Ergebnis der Clusteranalysen wurden die Taxalisten insgesamt acht<sup>3</sup> Clustergruppen zugewiesen, wobei die Gruppenzugehörigkeit der einzelnen Probenahmen als Overlay für das NMS-Ordinationsdiagramm verwendet wurde (Abbildung 7).

Clustergruppe 1 repräsentiert die (homogene) Gruppe von kleinen mineralischen Gewässern der Typen 14 und 16 sowie zweier Proben der Typen 11 und 18.

Clustergruppe 2 umfasst die limnischen nur rückgestauten Marschengewässer, drei Proben von rückgestauten Ostseezuflüssen und ein *a priori* als organischen Bach eingestuftes Gewässer (Tangrimbach). Die biozönotische Ähnlichkeit der Fauna spiegelt somit die abiotischen Verhält-

<sup>3</sup> Eine Aufspaltung auf mehr Clustergruppen lieferte keine zusätzlichen Hinweise, so dass hier aus Gründen der Übersichtlichkeit die Darstellung von acht Clustergruppen gewählt wurde.

nisse (geringe Fließgeschwindigkeit) als auch den hauptsächlich organischen Bestandteil des Substrates wieder.

In Clustergruppe 3 werden die meisten mittelgroßen mineralischen Tieflandflüsse (Typ 15 und 17) eingeordnet, sowie zwei als Typ 19 voreingestufte Gewässer.

Clustergruppe 4 beinhaltet Proben der Ostseezuflüsse Barthe, Harkenbäk und Peene sowie Proben der Stepenitz, des Teppnitzbaches und des Tönnisbaches, welche als Seeausflüsse voreingestuft wurden. Zusätzlich gehört mit der Löcknitz ein organischer Fluss dieser Gruppe an.

Die Clustergruppe 5 besteht aus sehr großen sandigen Tieflandflüssen (z.B. Hunte, Ems), welche eine etwas andere Fauna zeigen als die Proben der Clustergruppe 3.

Clustergruppe 6 ist die logische Fortsetzung von Clustergruppe 3 und 4. Sie umfasst die beiden Proben der Elbe als Repräsentant der Ströme des Tieflandes.

Clustergruppe 7 beinhaltet ausschließlich Seeausflussgeprägte Fließgewässer (Typ 21). Diese werden nur durch Proben aus Schleswig-Holstein repräsentiert (Schwentine, Hagener Au, Alte Schwentine, Schirmauer Au).

Clustergruppe 8 schließlich umfasst die brackwassergeprägten Marschenproben im Mündungsbereich der Weser. Hier herrschen aufgrund des Tideeinflusses bidirektionale Fließbedingungen vor. Dazu kommt eine Probe des Mündungsbereiches der Barthe in die Ostsee, womit auch hier der Salzgehalt als prägender Faktor für die Biozönose angesehen werden kann.

### **3.1.5 Diskussion**

Aus den Ergebnissen der multivariaten Analysen lassen sich folgende Aussagen für die Fließgewässer des Norddeutschen Tieflands ableiten:

- Organische Bäche (Typ 11) haben eine eigenständige Zoozönose und trennen sich hinreichend von anderen Fließgewässertypen des Tieflandes ab.
- Organisch geprägte Flüsse (Typ 12) sind in naturnahem Zustand in Deutschland nahezu nicht mehr vorhanden und die wenigen vorhandenen Stellen zeigen keine eigenständige Fauna gegenüber mineralischen Flüssen des Tieflandes bzw. rückstaubeinflussten Gewässern. Vermutlich bildeten organische Flüsse ehemals einen eigenständigen Typ, dessen erstes Degradationsstadium naturnahen Sandflüssen weitgehend entspricht.

- Kies- und sandgeprägte Bäche (Typ 14 und 16) zeigen in naturnahem Zustand eine starke Übereinstimmung in der Fauna. Größere Aufsitze- bzw. Beweidungssubstrate werden in den sandgeprägten Gewässern von Totholz und in den kiesgeprägten Gewässern zusätzlich von Kies gebildet und stellen substituierende Habitate dar. Einzige biozönotische Untergruppe könnten die sehr gefällereichen kiesgeprägten Bäche der Moränenzüge sein.
- Sand- und lehmgeprägte sowie kiesgeprägte Flüsse (Typ 15 und 17) stellen eine homogene Einheit dar, die analog zu Typ 14 und 16 biozönotisch schwer zu trennen ist. Auch hier zeigt sich im Naturzustand der prägende aber auswechselbare Einfluss des Totholzes auf der einen Seite und des Kieses auf der anderen. Als Struktur- und Strömungsbildner haben sie entscheidenden Einfluss auf die Fauna. Wie auch bei den Typen 14 und 16 ist jedoch nicht auszuschließen, dass sie unterschiedlich auf Degradation reagieren.
- Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche (Typ 18) stellen einen LAWA-Typ mit einer sehr geringen Präsenz im Datensatz dar, die sich auch nicht biozönotisch von den Typen 14 und 16 unterscheidet. Sie sollten daher, wie derzeit praktiziert, mit der auch für Typ 14 angewandten Methode bewertet werden.
- Auch die kleinen Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern (Typ 19) sind mit sehr wenigen Proben im Datensatz enthalten. Diese streuen stark in den Ordinationsdiagrammen und können somit auch nicht als biozönotisch eigenständiger Typ bezeichnet werden. Sie sind den mineralischen Tieflandflüssen vergleichbar und sollten mit ähnlichen Methoden bewertet werden.
- Die sandgeprägten Ströme (Typ 20) sind nur im Sommerdatensatz enthalten. Ihre faunistische Eigenständigkeit ist aber deutlich zu erkennen.
- Die seeausflussgeprägten Fließgewässer (Typ 21) zeigen eine heterogene Verteilung im Datensatz. Einige Probestellen können als eigenständige Biozönosen bezeichnet werden (siehe Abbildung 7), andere gruppieren sich bei den mineralischen Flüssen oder Bächen oder deuten eine Zwitterstellung zwischen den Marschengewässern und den rückstaubeinflussten Gewässern an.
- Die Marschengewässer (Typ 22) trennen sich auf Grundlage ihrer Biozönose in beiden Jahreszeiten hinreichend deutlich von den übrigen betrachteten Tieflandproben der LAWA-Typen 11 - 20 ab. Dabei zeigen die Marschengewässer eine sehr heterogene Verteilung im Ordinationsdiagramm; sie lassen sich sowohl auf Grundlage der Frühjahrs- als auch der Sommerdaten in weitere Gruppen unterteilen, wobei es Überschneidungen mit dem LAWA-Typen 21 und 23 gibt. Diese Gruppen repräsentieren entweder unterschiedliche Einzugsgebiete (Weser oder Ems) oder aber Unterschiede im Tideneinfluss und dadurch bedingt im Fließverhalten (unidirektional oder bidirektional) sowie im Salzgehalt (limnisch oder brackig). Die Ergebnisse wurden bereits im Rahmen eines „Marschenprojekts Niedersachsen“ (NLÖ 2003) ausführlich dargestellt, dem die gleichen Daten zu den Marschengewässern zugrunde lagen, wie der aktuellen Untersuchung.



- Die Marschengewässer zeichneten sich ferner durch eine im Vergleich zu allen übrigen Gruppen sehr niedrige Taxazahl aus ( $< 16$ , oft  $< 6$ ). Dieser Umstand dürfte - neben den ihnen eigenen Arten (z. B. *Balanus improvisus*, *Crangon crangon* oder *Gammarus zaddachi*) dafür verantwortlich sein, dass sie sich so deutlich von allen anderen Typen abtrennen, trotz der Heterogenität innerhalb der Proben dieses Typs. Somit ist für Abtrennung der Marschengewässer ihre generelle Taxaarmut ausschlaggebend. Aufgrund der wechselnden Salzgehalte in Verbindung mit dem Tideeinfluss und dadurch bedingten veränderten Strömungsbedingungen im diurnalen Rhythmus gelten die tideoffenen Marschengewässer als natürlicherweise artenarm.
- Die Rückstau beeinflussten Ostseezuflüsse stellen einen eigenständigen Fließgewässertyp dar, dessen Charakteristika und Unterschiede zu den Marschengewässern im Datensatz nicht abschließend deutlich werden. Die hauptsächlich organische Sohle dieser Gewässer könnte einen Erklärungsansatz darstellen.

### **3.2 Überarbeitung der „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ im Bereich des nord- und nordostdeutschen Tieflands**

Für die Überarbeitung der „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ im Bereich des nord- und nordostdeutschen Tieflands wurde von den betroffenen Bundesländern (Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern sowie Brandenburg und Berlin) der aktuelle Stand der Typenkarten abgefragt und zur Verwendung im Rahmen dieses Projektes zur Verfügung gestellt worden. Dies war notwendig, da die im Dezember 2003 vorgelegte Version der „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ auf Grundlage des Gewässernetzes DLM 1000W zwischenzeitlich von den Ländern weiter korrigiert und überarbeitet wurde.

Da einige Daten aus den Bundesländern sehr kurzfristig eingingen (letzter Dateneingang 23.11.2004) liegt zum jetzigen Zeitpunkt nur ein erster, vorläufiger Stand der Neubearbeitung vor.

Die Ländertypenkarten wurden in die einheitliche Projektion des DLM 1000W überführt und zusammengeführt (Abbildung 8).

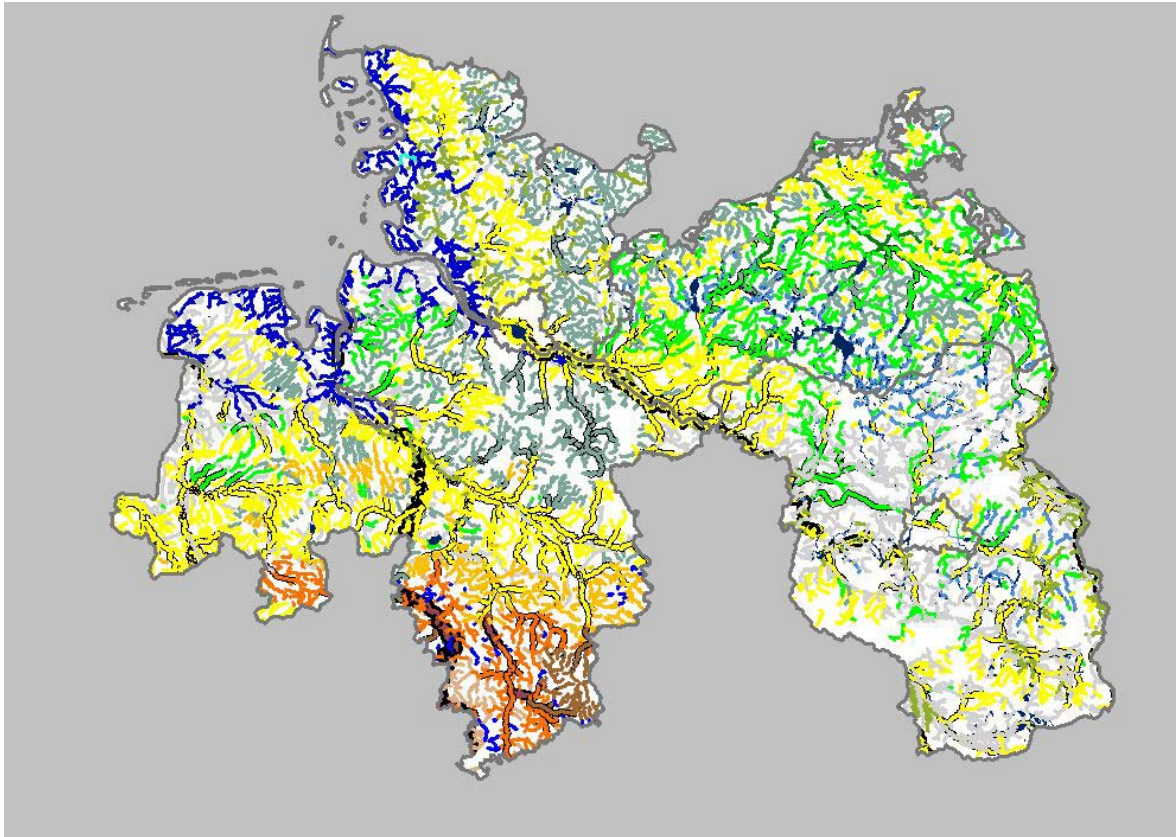


Abbildung 8: Übersicht über die aktuellen Fließgewässertypenkarten auf Grundlage des DLM 1000W der Bundesländer Niedersachsen und Bremen, Schleswig-Holstein und Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern sowie Brandenburg und Berlin.

Als nächster Schritt ist vorgesehen, die grenzüberschreitenden Gewässer zu kontrollieren, um Typwechsel, die auf unterschiedlichen Einstufungen der Bundesländer beruhen, zu identifizieren und ggf. Abstimmungen zwischen den betroffenen Ländern herbeizuführen. Abschließend wird für einzelne Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern die Typzuweisung anhand der „bottom up“-Ergebnisse überprüft und entsprechend korrigiert.

### **3.3 Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen (Tiefeland)**

Grundlage der Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen des Norddeutschen Tieflandes ist die im Wasserblick ([www.wasserblick.net](http://www.wasserblick.net)) eingestellte Version mit Stand Februar 2004. Auf Grund neuer Ergebnisse aus diesem Projekt sowie weiterer laufender Forschungsvorhaben sollen die aktuell in den Steckbriefen aufgenommenen biozönotischen Beschreibungen der Makrozoobenthos-Besiedlung, der Makrophyten-Lebensgemeinschaft sowie der Fischfauna überarbeitet sowie die Beschreibung der Phytobenthos-Lebensgemeinschaft ergänzt werden.

Zum Zeitpunkt der Berichterstellung lagen die Ergebnisse zu den Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytobenthos noch nicht vor. Überarbeitungen der fischfaunistischen Beschreibungen durch den AK Fische liegen derzeit ebenfalls noch nicht vor. Eine abschließende Überarbeitung der Steckbriefe ist daher erst im Frühjahr 2005 möglich, wenn die Ergebnisse zu den Makrophyten und zum Phytoplankton vorliegen.

#### **4. Weiterentwicklung und Überarbeitung des Bewertungssystems mit dem Makrozoobenthos**

Mit Abschluss der vom Umweltbundesamt geförderten Projekte zur Revision des Saprobien-systems (Rolaufts et al. 2003) und zur Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer auf der Grundlage des Makrozoobenthos (Meier et al. 2004) lag für den Großteil der deutschen Fließgewässertypen ein modular aufgebautes Verfahren vor, das die Auswirkungen verschiedener Stressoren auf das Makrozoobenthos soweit möglich differenziert. Für manche Gewässertypen (z.B. Typ 14, sandgeprägte Bäche) wurde das Verfahren anhand umfangreicher Daten hergeleitet, während es in anderen Fällen (z.B. Typen 11 und 12, organische Gewässer) mit sehr wenigen Datensätzen entwickelt wurde und daher eher den Charakter einer Hypothese besaß. Zudem fehlte bislang ein Bewertungssystem für die neu abgegrenzten Fließgewässertypen 21 (Seeausflussgeprägte Fließgewässer), 22 (Marschengewässer) und 23 (Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse).

Bei den anschließend beschriebenen Arbeitsschritten wurden daher folgende Ziele verfolgt:

- Überarbeitung des Moduls „Allgemeine Degradation“ für die Fließgewässertypen 11, 12 und 19 unter Einbeziehung neuer Datensätze aus dem nord- und nordostdeutschen Tiefland;
- Erarbeitung einer multimetrischen Bewertungsformel für die Typen 21 und 23; der Typ 22 (Marschengewässer) wird hier zunächst nicht berücksichtigt, da die Ergebnisse des Projektes „Ökologische Bewertung von Marschengewässern entsprechend den Vorgaben der EU-WRRL – Teil II & Teil III“ (Auftraggeber: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Auftragnehmer: Hochschule Vechta, Prof. Dr. Ellen Kiel) abgewartet werden;
- Überarbeitung der saprobiellen Referenzbedingungen sowie Klassengrenzen für die Typen 11, 12, 19 und 21.

Detaillierte Angaben zur typspezifischen Anpassung des Saprobien-systems sowie zur Konzeption des deutschen Bewertungssystems mit dem Makrozoobenthos können den (vorläufigen) Abschlussberichten der beiden Forschungsvorhaben entnommen werden (Rolaufts et al. 2003, Meier et al. 2004). Die folgenden Ausführungen beschränken sich auf die im Rahmen dieses Projektes durchgeführten ergänzenden Arbeitsschritte für die oben genannten Typen.

## **4.1 Weiterentwicklung und Überarbeitung des Moduls „Allgemeine Degradation“**

### **4.1.1 Datengrundlage**

#### **Aufbau und Struktur der Datenbank**

Die Datensammlung baut auf den Projekten früherer Jahre auf, die vor allem von LAWA und UBA im Rahmen der Entwicklung des Makrozoobenthosverfahrens gefördert wurden. Sie wurde durch Bereitstellung weiterer Daten der Bundesländer, insbesondere Mecklenburg-Vorpommern, erweitert.

Alle Daten wurden in die zentrale Benthos-Datenbank „ASSESS“ des Projektverbundes integriert, die im Microsoft-Access-Format konzipiert ist. Die verknüpften Tabellen sind hierarchisch in die Ebenen „Gewässer“, „Standort“, „Probenahme“ und „Arten“ gegliedert. Weitere verknüpfte Tabellen enthalten die chemischen und strukturellen Begleitdaten, sowie die gefilterten Artenlisten und Auswertungen.

Insgesamt wurden aus ASSESS für die vorliegende Studie 1394 Probenahmen aus 515 Gewässerabschnitten des Tieflandes analysiert.

#### **Ermittlung einheitlicher abiotischer Begleitdaten sowie Auswahl geeigneter Nutzungs- und Strukturparameter**

Analog zum Vorgehen in dem oben beschriebenen UBA-Projekt zur Fließgewässerbewertung (Meier et al. 2004) wurden auch für die neu verfügbaren faunistischen Datensätze abiotische Begleitdaten ermittelt, um die Auswirkungen einer möglichen Degradation unvoreingenommen messen zu können. Als Quellen dienten Daten zur Gewässerstrukturgüte aus Mecklenburg-Vorpommern (Fließgewässerstrukturgütekarte Mecklenburg-Vorpommern) sowie Daten zur Bodennutzung im Einzugsgebiet („Daten zur Bodenbedeckung für die BRD“, Statistisches Bundesamt 1997).

Im Rahmen des o.a. UBA-Projektes wurden aus der Vielzahl an Einzelparametern zur Nutzung und Gewässerstrukturgüte diejenigen identifiziert, die innerhalb des verwendeten Datensatzes einen Gradienten aufweisen. Hierzu wurde das Ordinationsverfahren NMS („Non-metric Multidimensional Scaling“) verwendet. Nur wenn ein Datensatz möglichst das gesamte Spektrum der hydromorphologischen Ausprägung, von naturnah bis stark degradiert, abdeckt, können die Auswirkungen der Degradation auf die Wirbellosenfauna von dem Datensatz abgebildet werden. Zudem muss zwischen dem Parameter und der Makrozoobenthoszönose

ein zumindest theoretisch begründbarer Zusammenhang bestehen; dies diene als weiteres Auswahlkriterium.

Für die Berechnungen im Rahmen des hier beschriebenen Vorhabens wurden die so ermittelten Parameter übernommen und mit Hilfe von „Box-Whisker-Plots“ überprüft, ob die Parameter auch in dem hier verwendeten, erweiterten Datensatz eine ausreichende Spannweite besitzen.

Folgende Nutzungs- und Strukturparameter wurden für die Berechnungen ausgewählt:

*Nutzung:*

- Städtisch geprägte Flächen
- Ackerflächen/Dauerkulturen
- Grünland
- Wälder

Zusätzlich zu den vier Einzelvariablen wurde für die späteren Analysen ein Nutzungsindex wie folgt berechnet:

$$\text{NI} = 4x \text{ Anteil „Städtisch geprägte Flächen“} + 2x \text{ Anteil „Ackerflächen“} + \text{Anteil „Grünland“}$$

Je höher der Wert des Nutzungsindex, desto stärker der Einfluss der städtisch und landwirtschaftlich geprägten Flächen auf die Probestelle.

*Gewässerstrukturgüte:*

Für die „neuen“ Gewässertypen 21 und 23 lagen keine Analysen zur Eignung bestimmter Strukturparameter vor; hier wurden die Parameter nach ihrer Relevanz für die morphologische Charakterisierung der beiden Typen ausgewählt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Hydromorphologische Parameter (basierend auf der Verfahrensbeschreibung in LAWA 2001)

Gewässertyp-Nummer	11, 19	12	21	23
Laufform	x	x	x	x
Längsbänke	x		x	
Besondere Laufstrukturen (z.B. Laufweitung/-gabelung/-verengung, Sturzbaum, Treibholzansammlung)	x	x	x	
Rückstau	x			
Querbänke				
Querbauwerke	x			
Strömungsdiversität		x	x	
Profiltyp	x	x	x	x
Breitenvarianz			x	x
Sohlenverbau: Steinschüttung				
Substratdiversität	x	x	x	
Besondere Sohlstrukturen (z.B. Schnellen, Stillwasserpools, Totholz)	x	x	x	
Ufergehölze	x	x		
Besondere Uferstrukturen (z.B. Prallbaum, Holzansammlung)	x	x		x
Makrophyten				x

Ähnlich wie im Fall der Nutzungsvariablen wurden auch die hydromorphologischen Parameter der „Vor-Ort“-Kartierung zu einem Strukturindex verrechnet. Analog zur Verfahrensbeschreibung der LAWA (2001) erhielt jede Ausprägung eines für eine bestimmte Typengruppe identifizierten bzw. ausgewählten Parameters einen Wert zwischen 1 (natürlicher Zustand) und 7 (völlig überformter Zustand) zugeordnet. Für Parameter, die gemäß der Verfahrensbeschreibung einer Parameter-Gruppe (z.B. Laufentwicklung) zugeordnet sind, wurde jeweils der Mittelwert berechnet. Die so errechneten Mittelwerte wurden abschließend zum (typgruppenspezifischen) Strukturindex verrechnet. Dieser Strukturindex wurde gemäß der Einteilung der EG-WRRL wie folgt in fünf Klassen überführt: <2,51 = high, <3,51 = good, <4,51 = moderate, <5,51 = poor, >=5,51 = bad.

#### 4.1.2 Vorgehen bei den Berechnungen

##### Taxonomische Harmonisierung

Unterschiede in der Bestimmungstiefe von Artenlisten sowie Fehler in der Bestimmung nicht sicher zu bestimmender Taxa wirken sich auf viele Bewertungsparameter aus. Daher wurden die Taxalisten einer Harmonisierung unterzogen, bei der „zu weit“ bestimmte Taxa auf das sicher zu bestimmende taxonomische Niveau gemäß der operationellen Taxaliste zurückgeführt

wurden. Die verwendete Taxaliste basierte auf einer weiterentwickelten Version von Haase & Sundermann (2004).

Hierfür wurden alle Taxa, die gemäß der Liste als nicht sicher bestimmbar galten, in das nächste sicher zu bestimmende Taxon umbenannt. Allzu unspezifisch bestimmte Taxa, denen auch keine ökologischen Eigenschaften mehr zugeordnet werden können und daher nicht in der operationellen Taxaliste aufgeführt sind (z.B. „Gastropoda“), werden nicht weiter berücksichtigt. Anschließend wurden identische Taxa aufaddiert. So geht beispielsweise die Steinfliege *Isoperla*, die in vielen Probenahmeprotokollen bis zur Art bestimmt wurde, laut operationeller Taxaliste aber larval nur auf Gattungsebene eindeutig determinierbar ist, in die Berechnung von Indizes nur mit den autökologischen Angaben zu „*Isoperla* sp.“ ein – gleichermaßen für alle Probenahmen, in denen das Tier vorkommt.

### **Metricberechnung**

Aus der erweiterten zentralen Datenbank wurden nach definierten Kriterien (s.o.) Datensätze der Typen 11, 12, 19, 21 und 23 ausgewählt, die für die Berechnungen im Rahmen der Verfahrensentwicklung eine hinreichende Qualität aufweisen.

Für jeden dieser Datensätze wurden mit der AQEM-Software (Version 2.3, vgl. Meier et al. 2004) ausgewählte Metrics berechnet, die einer von vier Metric-Typen zuzuordnen sind: „Zusammensetzung und Abundanz“, „Vielfalt und Diversität“, „Toleranz“ und „Funktionale Metrics“. Diese Einteilung richtet sich nach den Vorgaben der EG-WRRL und ermöglicht eine Gruppierung der Metrics gemäß ihrer ökologischen Aussagequalität.

Für die Auswahl der Metrics wurden folgende Kriterien zu Grunde gelegt:

- Der Metric ist bereits im deutschen Bewertungssystem enthalten und hat sich für einen Gewässertyp aus dem Tiefland oder einen Ökoregion unabhängigen Typ als geeignet erwiesen
- Der Metric ist potenziell für die Bewertung von Tiefland- oder Ökoregion unabhängigen Gewässern geeignet
- Der Metric wurde nicht ausdrücklich zur Indikation der organischen Verschmutzung entwickelt
- Der Metric errechnet sich nicht auf der Grundlage von Taxagruppen, die nur in sehr wenigen Probenahmen vertreten sind.

Für jede Taxaliste ergab sich so eine Liste mit bis zu 39 Metric-Ergebnissen (Tabelle 3).



Tabelle 3: Metric-Gruppenliste

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

Metric-Name	Metric-Typ	Referenz
<b>Diversitätsindizes</b>		
Diversität (Margalef Index)	V	Margalef (1984)
Diversität (Shannon-Wiener-Index)	V	Shannon & Weaver (1949)
<b>(Längs-)Zonierung</b>		
Epirhithral [%] (Ind.)	F	Moog et al. (1995); Schmedtje & Colling (1996); Hering et al. (2004)
Metarhithral [%] (Ind.)	F	
Hyporhithral [%] (Ind.)	F	
Epipotamal [%] (Ind.)	F	
Metapotamal [%] (Ind.)	F	
Litoral [%](Ind.)	F	
Potamon-Typie-Index (Ind.)	T	Schöll & Haybach (2001)
<b>Strömungspräferenzen</b>		
rheophil [%] (Ind.)	F	Schmedtje & Colling (1996); Hering et al. (2004)
rheophil [%] (HK)	F	
Anteil Strömungsindifferente [%] (Ind.)	F	
<b>Mikrohabitatpräferenzen</b>		
Pelal [%] (Ind.)	F	Schmedtje & Colling (1996); Hering et al. (2004)
Psammal [%](Ind.)	F	
Akal [%] (Ind.)	F	
Phytal [%]	F	
<b>Ernährungstypen</b>		
Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)	F	Moog et al. (1995); Schmedtje & Colling (1996); Hering et al. (2004)
Zerkleinerer [%] (Ind.)	F	
Sammler [%] (Ind.)	F	
Aktive Filtrierer [%] (Ind.)	F	
Passive Filtrierer [%] (Ind.)	F	
Verhältnis aktiver zu passiver Filtrierern [%] (Ind.)	F	
<b>Deutscher Fauna-Index</b>		
Fauna-Index organische Bäche Typ 11	T	Lorenz et al. (2004a)
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14	T	
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15	T	
<b>Relativer Anteil taxonomischer Gruppen</b>		
Gastropoda [%] (Ind.)	Z	
Plecoptera [%] (Ind.)	Z	
Trichoptera [%] (Ind.)	Z	
Coleoptera [%] (Ind.)	Z	
EPT-Taxa [%] (Ind.)	Z	
EPT [%] (HK)	Z	
<b>Taxazahl</b>		
# Ephemeroptera	V	
# Plecoptera	V	
# Trichoptera	V	
# Coleoptera	V	
# EPT-Taxa	V	
# EPTCBO	V	
<b>Sonstige</b>		
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)	T	Zelinka & Marvan (1961);
Anteil Oligosaprobe [%] (Ind.)	T	Moog et al. (1995)

## Korrelationsanalysen und die Identifikation der Kandidatenmetrics

Die Auswahl der Kandidatenmetrics, also der Metrics, die sich für die Bewertung eines Gewässertyps gut eignen, erfolgte nach einem klar definierten Verfahren und ist somit nachvollziehbar und nachrechenbar. Getrennt für jeden Gewässertyp wurden folgende Schritte vorgenommen:

- Berechnung der in der Gruppenliste aufgeführten Metrics für jede Artenliste des Gewässertyps (vgl. „Metricberechnung“).
- Durchführung von Korrelationsanalysen zwischen den Nutzungsparametern, dem Nutzungsindex sowie den Strukturparametern und dem Strukturindex als unabhängige Variable und den Metric-Ergebnissen als abhängige Variable (Spearman-Rangkorrelation; durchgeführt mit dem Programm STATISTICA, Version 6). Jeder der Parameter wurde einzeln mit dem Ergebnis jedes Metrics korreliert, jeweils für alle Probestellen des Gewässertyps, für die die entsprechenden Nutzungs- und Strukturdaten vorliegen.
- Probenahmen aus folgenden Jahreszeiten liegen den Berechnungen zu Grund:
  - Typen 11, 12 und 19: Frühjahrs- und Sommerdaten (Monate Februar bis August)
  - Typ 21: Datensätze aus allen Jahreszeiten
  - Typ 23: Sommerdaten (Monate Mai bis August)
- Jede Analyse wurde dokumentiert, indem die Filterkriterien für die Datensätze festgehalten wurden und die Probenummern aller Artenlisten, die in die Analyse gingen.
- Aus dieser Vielzahl an Einzelergebnissen wurde eine Übersicht erstellt, die für jede Metric-Gruppe („Zusammensetzung und Abundanz“, „Vielfalt und Diversität“, „Toleranz“, „Funktionale Gruppen“) die Metrics enthält, die je Gewässertyp am besten mit den Nutzungsvariablen korrelieren. Mit Hilfe derselben Arbeitsschritte wurden auch die Korrelationskoeffizienten der hydromorphologischen Parameter weiterbearbeitet. Die Ergebnisse dieser ersten Auswertung sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 zusammengefasst.
- Von den fünf Fließgewässertypen, für die die Korrelationsanalysen durchgeführt worden sind, wurden die Typen 11, 12 und 19 zu einer Typengruppe zusammengefasst. Die Typen 21 und 23 wurden separat betrachtet.
- Die Ergebnisse der einzelnen Korrelationsanalysen innerhalb dieser Typengruppe bildeten die Grundlage für die Auswahl der Kandidatenmetrics. Von den Metrics wurden jeweils die ausgewählt, die (1) die höchsten Korrelationen mit einem Struktur- bzw. Nutzungsparametern bei der Mehrzahl der Typen einer Typengruppe zeigten, die (2) eine signifikante Korrelation mit Struktur- bzw. Nutzungsparametern zeigten und die (3) bei der graphischen Analyse des Korrelationsdiagrammes eine deutlich steigende oder fallende Tendenz mit der Degradation erkennen ließen.

- Die Kandidatenmetrics umfassen, wenn möglich, mindestens je einen Metric einer der vier Hauptgruppen („Zusammensetzung und Abundanz“, „Vielfalt und Diversität“, „Toleranz“, „funktionale Gruppen“). Die Ergebnisse dieses letzten Auswahlsschrittes gibt Tabelle 6 wieder.





Tabelle 6: Kandidatenmetrics für das Modul „Allgemeine Degradation“

Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet

	Organisch geprägte Bäche	Organisch geprägte Flüsse	Niederungsfießgewässer	Seeausflussgeprägte Fließgewässer	Rückstau- bzw. Brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse
Gewässertypen	11	12	19	21	23
<b>Abundanz-Metrics</b>					
EPT-Taxa [%] (HK)					
EPT-Taxa [%] (Ind.)					
<b>Diversitäts-Metrics</b>					
# Trichoptera					
<b>Toleranz-Metrics</b>					
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14					
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15					
Anteil Oligosaprobe [%] (Ind.)					
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)					
<b>Funktionale Metrics</b>					
Epirhithral [%] (Ind.)					
Hyporhithral [%] (Ind.)					
Epipotamal [%] (Ind.)					
Metapotamal [%] (Ind.)					
rheophil [%] (HK)					
Pelal [%] (Ind.)					
Zerkleinerer [%] (Ind.)					

### Standardisierung der Klassengrenzen und Auswahl der Core Metrics

Bei der Verrechnung verschiedener Metrics ergibt sich das Problem, dass fast jeder Metric unterschiedlich skaliert ist; um diese verschiedenen Skalierungen vergleichbar zu machen, wurden alle Werte auf einen Maßstab von 0 (niedrigster Wert) bis 1 (höchster Wert) bezogen. Der Wert „1“ wird im Folgenden als „Oberer Ankerpunkt“, der Wert „0“ als „Unterer Ankerpunkt“ bezeichnet.

Der Obere und Untere Ankerpunkt wurden für jeden der Kandidatenmetrics und jeden Gewässertyp separat ermittelt. Dazu wurde folgendes Verfahren angewandt:

- Aus den Werten des Kandidatenmetrics für alle Probestellen des Gewässertyps wurde das 90%-Perzentil (= Oberer Ankerpunkt) und das 5%-Perzentil (= Unterer Ankerpunkt) ermittelt. Dieses Verfahren liefert immer dann plausible Ergebnisse, wenn der Datenbestand sowohl

referenznahe Abschnitte als auch stark degradierte Abschnitte enthält und sich die Daten gleichmäßig über das Kontinuum der Degradation verteilen. Dies war bei den Probestellen der fünf bearbeiteten Gewässertypen weitgehend der Fall.

- Die so gewonnenen Werte wurden abschließend aus der Kenntnis des Gewässertyps heraus korrigiert bzw. auf- oder abgerundet, um möglichst runde Zahlen zu erhalten.

Die Ergebnisse des Verfahrens und die resultierenden Ankerpunkte sind für jeden Gewässertyp im Anhang II aufgeführt.

Unter Anwendung dieser Ankerpunkte kann, wiederum gewässertypspezifisch, jeder Metric-Wert in einen Wert von 0-1 umgewandelt werden. Dazu wird die folgende Formel verwendet:

$$\text{Wert} = \frac{\text{Metricergebnis} - \text{unterer Ankerpunkt}}{\text{oberer Ankerpunkt} - \text{unterer Ankerpunkt}}$$

Verschiedene Metrics werden somit vergleichbar gemacht. Werte >1 werden „=1“ gesetzt, Werte <0 werden „=0“ gesetzt.

Mit den so gewonnenen, von 0-1 skalierten Metric-Werten wurden im Folgenden alternative Metric-Kombinationen getestet, um für jeden Gewässertyp den am besten geeigneten Multimetrischen Index auszuwählen.

Mit dem im vorangegangenen Abschnitt geschilderten Vorgehen wurden für die einzelnen Gewässertypen Kandidatenmetrics identifiziert. Um eine möglichst hohe Übereinstimmung des Bewertungssystems einzelner Gewässertypen zu erreichen, wurden die Kandidatenmetrics für jeden Gewässertyp auf fünf bis sechs mögliche Core Metrics reduziert. Ziel dieser Prozedur war, sofern möglich, für jeden Gewässertyp folgende Kombination von Metrics auszuwählen:

- 1 Metric des Typs „Zusammensetzung und Abundanz“
- 1 Metric des Typs „Vielfalt und Diversität“
- 1 Metric des Typs „Toleranz“
- 2-3 Metrics des Typs „Funktionen“

Darüber hinaus wurde angestrebt, für ähnliche Gewässertypen (z.B. 11, 12 und 19) eine möglichst vergleichbare Metric-Kombination auszuwählen.

Für jeden Gewässertyp ergaben sich aus den Kandidatenmetrics mehrere mögliche Kombinationen, die diese Anforderungen an einen Multimetrischen Index erfüllen. Für jede dieser Kombinationen und jede der Probestellen wurde daher der Multimetrische Index ausgerechnet; dazu wurden die von 0-1 skalierten Metric-Werte gemittelt, so dass der Multimetrische Index ebenfalls einen Wert zwischen 0 und 1 annahm.

Die alternativen Multimetrischen Indizes wurden nun mit dem Strukturindex und dem Nutzungsindex korreliert. Der Multimetrische Index mit den höchsten Korrelationskoeffizienten wurde als Bewertungssystem ausgewählt, sofern er auch für ähnliche Gewässertypen sinnvolle Ergebnisse lieferte. Die Ergebnisse dieses Alternativen-Tests sind in Anhang III aufgeführt.

Sowohl für die einzelnen Metrics als auch für die Multimetrischen Indizes wurden abschließend, analog zur Bewertung der anderen deutschen Gewässertypen, die Grenzen der Ökologischen Zustandsklassen festgelegt. Die Klassengrenzen lauten:

sehr guter Zustand:	> 0,8
guter Zustand:	> 0,6 - 0,8
mäßiger Zustand:	> 0,4 - 0,6
unbefriedigender Zustand:	> 0,2 - 0,4
schlechter Zustand:	<= 0,2

#### 4.1.3 Die Bewertung der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschland - Das Modul „Allgemeine Degradation“

Die Tabellen 7 bis 11 geben die Core Metrics der fünf Gewässertypen mit den der Berechnung zu Grunde liegenden Ankerpunkten wieder.

Tabelle 7: Core Metrics Gewässertyp 11 (Organisch geprägte Bäche)

Metric-Typ	Metric-Name	Oberer Ankerpunkt	Unterer Ankerpunkt
Toleranz	Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	≥ 20,00 %	≤ 8,00 %
Toleranz	Fauna-Index Tieflandbäche	≥ 1,00	≤ -1,00
Zusammensetzung, Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 50,00 %	0,00 %
Vielfalt, Diversität	Trichoptera-Arten	≥ 7	0
Funktionen	Hyporhithralbesiedler [%]	≥ 25,00 %	≤ 8,00 %
Funktionen	Zerkleinerer [%]	≥ 40,00 %	0,00 %



Tabelle 8: Core Metrics Gewässertyp 12 (Organisch geprägte Flüsse)

Metric-Typ	Metric-Name	Oberer Ankerpunkt	Unterer Ankerpunkt
Toleranz	Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	≥ 18,00 %	≤ 8,00 %
Zusammensetzung, Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 50,00 %	0,00 %
Vielfalt, Diversität	Trichoptera-Arten	≥ 7	0
Funktionen	Hyporhithralbesiedler [%]	≥ 20,00 %	≤ 7,00 %
Funktionen	Zerkleinerer [%]	≥ 30,00 %	0,00 %

Tabelle 9: Core Metrics Gewässertyp 19 (Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern)

Metric-Typ	Metric-Name	Oberer Ankerpunkt	Unterer Ankerpunkt
Toleranz	Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	≥ 20,00 %	0,00 %
Zusammensetzung, Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 60,00 %	0,00 %
Vielfalt, Diversität	Trichoptera-Arten	≥ 7	0
Funktionen	Epirhithralbesiedler [%]	≥ 12,00 %	0,00 %
Funktionen	Zerkleinerer [%]	≥ 30,00 %	0,00 %

Tabelle 10: Core Metrics Gewässertyp 21 (Seeausflussgeprägte Fließgewässer)

Metric-Typ	Metric-Name	Oberer Ankerpunkt	Unterer Ankerpunkt
Toleranz	Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	≥ 20,00 %	≤ 8,00 %
Toleranz	Fauna-Index Tieflandflüsse	≥ 0,50	≤ -1,40
Zusammensetzung, Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 45,00 %	0,00 %
Vielfalt, Diversität	Trichoptera-Arten	≥ 9	0
Funktionen	Metapotamalbesiedler [%]	≤ 5,00 %	≥ 22,00 %
Funktionen	Anteil Rheophile [%] (HK)	≥ 40,00 %	0,00 %

Tabelle 11: Core Metrics Gewässertyp 23 (Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse)

Metric-Typ	Metric-Name	Oberer Ankerpunkt	Unterer Ankerpunkt
Toleranz	Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	≥ 15,00 %	0,00 %
Zusammensetzung, Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 15,00 %	0,00 %
Funktionen	Epipotamalbesiedler [%]	≤ 10,00 %	≥ 21,00 %
Funktionen	Metapotamalbesiedler [%]	≤ 10,00 %	≥ 25,00 %
Funktionen	Pelalbesiedler [%]	≥ 25,00 %	0,00 %

## 4.2 Überarbeitung des Moduls „Saprobie“

Die Bestimmung der saprobiellen Belastung ist nach wie vor ein bedeutsames Instrument bei der Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern und wird auch in Zukunft als ein Modul integraler Bestandteil in der Gewässerbewertung bleiben.

Im Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes „Leitbildorientierte biologische Fließgewässerbewertung zur Charakterisierung des Sauerstoffhaushaltes“ (Rolauffs et al. 2003) wurden für die meisten der bis zum Jahr 2003 ausgewiesenen Fließgewässertypen (gemäß der damaligen vorläufigen Typologie) saprobielle Referenzbedingungen definiert, inklusive daraus abgeleiteter Klassengrenzen.

Aufgrund einer mittlerweile weiterentwickelten Typologie fehlen aktuell für einige Gewässertypen entsprechende Angaben; in manchen Fällen wurden diese aufgrund der Ähnlichkeiten zu bereits bearbeiteten Gewässertypen ohne ausreichende Datenbasis „per Hand“ zugewiesen. Dies betrifft im Tiefland die Typen 12, 19 und 21; zudem lagen im genannten UBA-Projekt kaum Daten zu nord- und nordostdeutschen Gewässern des Typs 11 vor. Für die Gewässertypen 22 und 23 ist gemäß DIN 38 410 das Verfahren zur Bestimmung des Saprobienindex nicht anwendbar (Zitat aus einer vorläufigen Version des Gelbdrucks: *„Das Verfahren ist auf ständig oder zeitweise fließende oberirdische Gewässer aller Größenklassen in allen geografischen Regionen Deutschlands anwendbar. Es ist nicht geeignet für Küsten- und Übergangsgewässer bzw. ständig oder zeitweise brackwasserbeeinflusste Gewässer.“*).

Auf der Grundlage der nun gegenüber dem Jahr 2003 wesentlich umfangreicheren Datenlage, wurden mit dem Verfahren, das auch bereits von Rolauffs et al. (2003) angewandt wurde, für obige Gewässertypen modifizierte saprobielle Grundzustände und Klassengrenzen der Abweichungsstufen ermittelt.

Das Verfahren soll zur Verdeutlichung des Prinzips im Folgenden skizzenhaft erläutert werden, eine ausführliche Darstellung wird in Rolauffs et al. (2003) beschrieben:

Die Auswertungen erfolgen typspezifisch, Grundlage des Verfahrens sind die nach der revidierten DIN 38 410 ermittelten Saprobienindizes. Aus den niedrigsten 10 % dieser Werte wird der saprobielle Grundzustand nach folgender Vorschrift ermittelt: Mittelwert abzüglich zweifacher Standardabweichung. Die Klassengrenzen ergeben sich aus prozentualen Abweichungen vom jeweiligen Grundzustand, die Abweichungen ergeben sich aus Tabelle 12 und folgen dem im Projektbericht beschriebenen Szenario II.

Aufgrund erster Ergebnisse aus der praktischen Anwendung baten einige Ländervertreter um eine Überprüfung des bestehenden Bewertungssystems bzw. der darin enthaltenen Klassengrenzen, da in manchen Fällen die sich ergebenden saprobiellen Qualitätsklassen nicht plausibel erschienen. Vor diesem Hintergrund wird das Vorgehen zur Herleitung von Grundzuständen und Klassengrenzen, wie es im Endbericht des UBA-Projektes beschrieben ist, in Kürze einer erneuten kritischen Betrachtung unterzogen, um daraus Möglichkeiten abzuschätzen, das Prozedere im Hinblick auf objektivere Bewertungsergebnisse zu verändern. Erste Überlegungen tendieren dazu, die Grenzwerte für die meisten der Typen anzuheben, die Bewertung demnach „weniger streng“ vorzunehmen.

Da eine abschließende Stellungnahme des LAWA-Unterausschusses, bei welchen Gewässertypen ein entsprechender Änderungsbedarf besteht und welches methodische Vorgehen bezüglich einer Korrektur von saprobiellen Grundzustände oder Klassengrenzen präferiert wird erst Anfang Dezember 2004 zu erwarten ist, können die nachfolgend aufgeführten Angaben nur vorläufig sein und müssen als Vorschlag angesehen werden. Unter Umständen können die Werte auch im Hinblick auf ein einheitliches Verfahren bzgl. aller Gewässertypen, zu Ende des Jahres 2004 noch einmal leicht verändert werden.

Tabelle 12: Saprobielle Kenngrößen ausgewählter Gewässertypen – Grundzustand (Gz) und Klassengrenzen der Abweichungsstufen.

saprob. Güteklasse		sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Abweichung von Gz		max. 5%	max. 25%	max. 50%	max. 75%	max. 100%
Typnummer	Gz					
Typ 11	1,55	< 1,55 - 1,70	> 1,70 - 2,20	> 2,20 - 2,80	> 2,80 - 3,40	> 3,40 - 4,00
Typ 12	1,75	< 1,75 - 1,90	> 1,90 - 2,30	> 2,30 - 2,90	> 2,90 - 3,45	> 3,45 - 4,00
Typ 19	1,55	< 1,55 - 1,70	> 1,70 - 2,20	> 2,20 - 2,80	> 2,80 - 3,40	> 3,40 - 4,00
Typ 21	1,85	< 1,85 - 2,00	> 2,00 - 2,40	> 2,40 - 2,95	> 2,95 - 3,45	> 3,45 - 4,00

### 4.3 Umsetzung der Ergebnisse in die Bewertungssoftware

Die im Rahmen dieses Vorhabens erarbeiteten Neuerungen zu den Modulen „Allgemeine Degradation“ und „Saprobie“ werden in die beiden zur Verfügung stehenden Softwareprodukte, die Datenbank ASSESS und die AQEM-Software („AQEM European stream assessment program“), integriert.

Für die AQEM-Software ist geplant, diese Neuerungen gemeinsam mit den Änderungen zu integrieren, die sich aufgrund der Ergebnisse des „Bundesweiten Praxistests“ (vgl. Kapitel 2.2) sowie der Praxistests der Länder ergeben. Diese Änderungen betreffen insbesondere

Gewässertypen aus dem Alpen- und Voralpenraum sowie dem Mittelgebirge. Eine genaue zeitliche Abstimmung mit dem LAWA-Unterausschuss soll Anfang Dezember 2004 erfolgen.

## 5. Überprüfung und Ergänzung der Referenzzönosen (Makrozoobenthos)

Zur Ermittlung der Charakteristika der Makrozoobenthoszönosen der einzelnen Typen wurden zunächst die „Leitarten“ entsprechend der Vorgehensweise von Haase et al. (2004) ermittelt.

Die Probenahmen der als unbelastet bis gering belastet eingestuften Gewässer (Belastungsklassen „sehr gut“ und „gut“) wurden als Basis herangezogen, soweit sie mindestens 15 Taxa und mindestens 150 Individuen umfassten. Hierbei wurden alle Gewässertypen berücksichtigt, auch die Mittelgebirgs- und Alpentypen, wenn auch hier nur die Ergebnisse fürs Tiefland aufgezeigt werden.

Aufgrund der Heterogenität der Daten und um eine weitestgehende Bestimmungssicherheit zu gewährleisten, sowie auch aus Kompatibilitätsgründen mit der operationellen Taxaliste, wurden alle weitergehen bestimmten Taxa auf das Niveau der operationellen Taxaliste zusammengeführt.

Die Leitarten mussten folgende Kriterien erfüllen:

- Vorkommen eines Taxons in mindestens drei Probenahmen eines Typs
- Stetigkeit  $\geq 0,1$
- Die Art muss in dem Typ mindestens doppelt so stetig sein wie in jedem anderen Typ.

In einem zweiten Schritt wurden die resultierenden Leitarten-Listen um solche Taxa bereinigt, bei denen es sich offenkundig um eine Ausweisung aufgrund unzureichender Datenbasis handelte. So wurden z.B. auch Taxa nicht als Leitarten aufgenommen, welche auf Einzelfunden in ein oder zwei Proben basierten.

Wie bereits von Haase et al. (2004) angemerkt, reflektieren die resultierenden Leitarten-Listen in gewissem Maße den aktuellen Datenbestand und sind daher nicht als endgültig anzusehen. Insbesondere wird es bei einer zukünftigen Verbesserung der Datenbasis möglich sein, weitere Leitarten für einzelne Gewässertypen zu definieren.

Dies zeigte auch schon der Vergleich der neuen Leitartenlisten in der Tabelle 13 mit den Ergebnissen von Haase et al (2004). Etwa ein Drittel aller „Leitarten“ blieben bei der erweiterten Datenbasis erhalten. Diese sind in Tabelle 13 mit Fettdruck ausgewiesen. Die anderen zwei Drittel erfüllten die Kriterien nicht mehr. Stattdessen erfüllten neue Taxa die Leitartenkriterien.

Meist wurden insgesamt 1-5 Taxa als „Leitarten“ für jeden Typ gefunden. Für Typ 14 gab es kein Taxon, welches die Kriterien erfüllte.

Für Typ 20 sind zu wenig Daten vorhanden (zwei Artenlisten), um Leitarten abzuleiten. Allerdings gibt es eine Reihe von Taxa, welche in beiden Artenlisten, und sonst in keinem Referenzgewässer der anderen Typen aufzufinden war. Diese wurden daher ebenfalls in die Liste aufgenommen. Auch für Typ 12 ist die Datenbasis noch zu klein. Die gelisteten Taxa können daher nur Anhaltspunkte für eventuelle Leitarten sein.

Neu sind die Angaben für die Gewässertypen 21 bis 23, die bisher nicht bearbeitet werden konnten.

Tabelle 13 gibt die folgenden Angaben wieder:

- *Stetigkeit*: Anteil der Proben, in denen ein Taxon vorkommt.
- *Mittlere Dominanz*: Dominanz (Anteil an allen Individuen), mit der ein Taxon durchschnittlich vertreten ist.

Tabelle 13: Stetigkeiten und Dominanzen der Leitarten in den einzelnen Gewässertypen. Tabelle sortiert nach den Gewässertypen. Für die Typen 12 und 20 ist die Datenbasis noch zu klein, um abgesicherte Aussagen zu treffen. Die gelisteten Taxa für diese Typen können daher nur Anhaltspunkte für eventuelle Leitarten sein.

Taxon	Typ Nr.	Zahl d. Artenlisten	Stetigkeit	Dominanz
<i>Cordulegaster boltonii</i>	11	30	0,27	0,001
<i>Pilaria</i> sp.	11	30	0,10	0,000
<i>Anisus</i> sp.	12	4	0,25	0,000
<i>Ephemera vulgata</i>	12	4	0,25	0,000
<i>Gyraulus albus</i>	12	4	0,50	0,006
<i>Osmylus fulvicephalus</i>	12	4	0,25	0,000
<i>Anacaena globulus</i> Ad.	15g	28	0,14	0,000
<i>Atrichops crassipes</i>	15	67	0,10	0,001
<i>Deronectes</i> sp. Lv.	15	67	0,15	0,004
<i>Isoptena serricornis</i>	15	67	0,19	0,002
<i>Paraleptophlebia cincta</i>	15	67	0,19	0,003
<i>Brachycercus harrisella</i>	15g	28	0,39	0,004
<i>Brychius elevatus</i> Ad.	15g	28	0,11	0,000
<i>Ceraclea annulicornis</i>	15g	28	0,46	0,013
<i>Heptagenia flava</i>	15g	28	0,86	0,024
<i>Ithytrichia lamellaris</i>	15g	28	0,54	0,027
<i>Ophiogomphus cecilia</i>	15g	28	0,14	0,008
<i>Pisidium supinum</i>	15g	28	0,46	0,004
<i>Sisyra</i> sp.	15g	28	0,18	0,001
<i>Agapetus fuscipes</i>	16	62	0,24	0,033
<i>Capnia</i> sp.	16	62	0,13	0,008
<i>Electrogena ujhelyii</i>	16	62	0,11	0,007
<i>Lithax obscurus</i>	16	62	0,18	0,006
<i>Veliidae</i> Gen. sp.	16	62	0,45	0,011
<i>Chimarra marginata</i>	17	9	0,22	0,006
<i>Leptophlebia marginata</i>	17	9	0,33	0,001
<i>Tinodes unicolor</i>	18	7	0,29	0,022
<i>Platambus maculatus</i> Lv.	19	15	0,20	0,007
<i>Theromyzon tessulatum</i>	19	15	0,13	0,001
<i>Ceraclea dissimilis</i>	20	2	1,00	0,001
<i>Dugesia tigrina</i>	20	2	1,00	0,001
<i>Hemerodromia</i> sp.	20	2	1,00	0,002
<i>Heptagenia</i> sp.	20	2	1,00	0,029
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	20	2	1,00	0,004
<i>Oecetis notata</i>	20	2	1,00	0,001
<i>Sphaerium</i> sp.	20	2	1,00	0,001

Taxon	Typ Nr.	Zahl d. Artenlisten	Stetigkeit	Dominanz
<i>Anobolia furcata</i>	21	42	0,29	0,009
<i>Anodonta anatina</i>	21	42	0,45	0,007
<i>Corduliidae/Libellulidae</i> Gen. sp.	21	42	0,05	0,000
<i>Hemiclepsis marginata</i>	21	42	0,12	0,001
<i>Molanna angustata</i>	21	42	0,36	0,007
<i>Unio tumidus tumidus</i>	21	42	0,26	0,004
<i>Valvata piscinalis piscinalis</i>	21	42	0,14	0,001
<i>Aeshna</i> sp.	23	22	0,14	0,000
<i>Anodonta cygnea</i>	23	22	0,27	0,000
<i>Bithynia</i> sp.	23	22	0,41	0,009
<i>Corophium curvispinum</i>	23	22	0,27	0,066
ignoriert: Nematoda Gen. sp.	23	22	0,50	0,019
<i>Ironoquia dubia</i>	23	22	0,18	0,000
<i>Musculium lacustre</i>	23	22	0,23	0,002
<i>Planorbarius corneus</i>	23	22	0,32	0,002
<i>Valvata</i> sp.	23	22	0,55	0,012
<i>Viviparus viviparus</i>	23	22	0,41	0,001
<i>Chaoboridae</i> Gen. sp.	22.2	9	0,33	0,003
<i>Culicidae</i> Gen. sp.	22.2	9	0,44	0,027
<i>Gammarus zaddachi</i>	22.2	9	0,44	0,050
<i>Haliphus lineatocollis</i> Ad.	22.2	9	0,22	0,006
<i>Heteroptera</i> Gen. sp.	22.2	9	0,78	0,044
<i>Hygrotus</i> sp. Ad.	22.2	9	0,33	0,007
<i>Hyphydrus ovatus</i> Ad.	22.2	9	0,11	0,005
ignoriert: Hydrachnidia Gen. sp.	22.2	9	0,44	0,014
<i>Physella</i> sp.	22.2	9	0,22	0,013
<i>Proasellus meridianus</i>	22.2	9	0,33	0,032
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i> Ad.	22.2	9	0,22	0,008

Um die Makrozoobenthoszönosen besser zu charakterisieren, wurden weitere Eigenschaften berechnet: Die „Spezifität“ und die „Bedeutung“ (Tabelle 14).

Die Spezifität ist dabei die Stetigkeit im jeweiligen Typ geteilt durch die Anzahl der Typen, in denen das Taxon im Referenzzustand vorgefunden wurde: dieser Wert ist desto höher, je steter ein Taxon in einem Typ vorkommt und je seltener in anderen Typen. Der Maximalwert kann 1 erreichen (100% Stetigkeit im betrachteten Typ und nur dort vorkommend). Ein Wert von 0,1 ergibt beispielsweise sich aus einer Stetigkeit von 0,2 (=20%) und einem Vorkommen in zwei Gewässertypen.

Als „Bedeutung“ wurde die Kombination der Spezifität und der Dominanz gerechnet, indem diese Werte multipliziert wurden. Die „Bedeutung“ eines Taxons in einem Gewässertyp wird dann umso höher, je höher die Spezifität und die Dominanz des Taxons sind. Es erhalten demnach die Taxa die höchsten Werte, die gleichzeitig spezifisch und dominant in einem Gewässertyp sind. Somit erscheinen viele der oben angeführten „Leitarten“ als auch ökologisch wichtige Taxa, die wegen Ihrer Dominanz für das Nahrungsnetz bedeutsam sind, in der Liste der zehn Taxa mit der höchsten „Bedeutung“ in den Gewässertypen (Tabelle 14).



Tabelle 14: Die zehn Taxa mit der höchsten Bedeutung in den Gewässertypen, geordnet nach Typ und Bedeutung.

bestimmbares Taxon	Typ Nr	Probenzahl	Bedeutung	Stetigkeit	Dominanz	Spezifität
<i>Gammarus pulex</i>	11	30	0,0066	0,83	0,119	0,06
<i>Lumbriculus variegatus</i>	11	30	0,0047	0,40	0,023	0,20
<i>Tanypodinae</i> Gen. sp.	11	30	0,0032	0,60	0,065	0,05
<i>Tanytarsini</i> Gen. sp.	11	30	0,0032	0,60	0,111	0,03
<i>Pisidium</i> sp.	11	30	0,0025	0,60	0,047	0,05
<i>Elodes</i> sp. Lv.	11	30	0,0022	0,30	0,015	0,15
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	11	30	0,0019	0,67	0,051	0,04
<i>Naididae/Tubificidae</i> Gen. sp.	11	30	0,0018	0,63	0,040	0,05
<i>Chironomini</i> Gen. sp.	11	30	0,0014	0,40	0,054	0,03
<i>Nemoura</i> sp.	11	30	0,0012	0,53	0,025	0,05
<i>Gammarus roeselii</i>	12	4	0,0239	1,00	0,167	0,14
<i>Chironomini</i> Gen. sp.	12	4	0,0062	0,75	0,123	0,05
<i>Simulium</i> sp.	12	4	0,0044	0,50	0,148	0,03
<i>Tanytarsini</i> Gen. sp.	12	4	0,0035	0,75	0,099	0,04
<i>Tanypodinae</i> Gen. sp.	12	4	0,0035	0,75	0,056	0,06
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	12	4	0,0026	1,00	0,047	0,06
<i>Gammarus pulex</i>	12	4	0,0020	0,50	0,060	0,03
<i>Plectrocnemia</i> sp.	12	4	0,0019	0,50	0,011	0,17
<i>Heptagenia sulphurea</i>	12	4	0,0015	0,50	0,027	0,06
<i>Gyraulus albus</i>	12	4	0,0014	0,50	0,006	0,25
<i>Gammarus pulex</i>	14	41	0,0130	0,98	0,200	0,07
<i>Physa fontinalis</i>	14	41	0,0033	0,22	0,015	0,22
<i>Chaetopterygini/Stenop hylacini</i> Gen. sp.	14	41	0,0020	0,44	0,037	0,05
<i>Chaetopteryx villosa</i>	14	41	0,0018	0,29	0,030	0,06
<i>Nemoura</i> sp.	14	41	0,0013	0,54	0,026	0,05
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	14	41	0,0013	0,71	0,032	0,04
<i>Ephemera danica</i>	14	41	0,0012	0,54	0,029	0,04
<i>Lype</i> sp.	14	41	0,0010	0,34	0,003	0,34
<i>Ptychoptera</i> sp.	14	41	0,0010	0,29	0,013	0,07
<i>Gammarus pulex</i>	15	67	0,0076	0,93	0,124	0,06
<i>Heptagenia sulphurea</i>	15	67	0,0032	0,76	0,038	0,08
<i>Polycentropus irroratus</i>	15	67	0,0021	0,37	0,006	0,37
<i>Lasiocephala basalis</i>	15	67	0,0020	0,48	0,030	0,07
<i>Brachycentrus subnubilus</i>	15	67	0,0020	0,36	0,017	0,12
<i>Hydropsyche</i> sp.	15	67	0,0020	0,76	0,037	0,05
<i>Baetis rhodani</i>	15	67	0,0019	0,64	0,052	0,04
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	15	67	0,0018	0,51	0,018	0,10
<i>Ephemera danica</i>	15	67	0,0016	0,78	0,027	0,06
<i>Baetis vernus</i>	15	67	0,0016	0,49	0,041	0,04
<i>Ithytrichia lamellaris</i>	15g	28	0,0144	0,54	0,027	0,54
<i>Brachycentrus subnubilus</i>	15g	28	0,0124	0,64	0,058	0,21
<i>Heptagenia flava</i>	15g	28	0,0103	0,86	0,024	0,43
<i>Orectochilus villosus</i> Ad.	15g	28	0,0064	0,57	0,011	0,57
<i>Ceraclea annulicornis</i>	15g	28	0,0062	0,46	0,013	0,46
<i>Hydropsyche</i> sp.	15g	28	0,0050	1,00	0,070	0,07

bestimmbares Taxon	Typ Nr	Probenzahl	Bedeutung	Stetigkeit	Dominanz	Spezifität
<i>Heptagenia sulphurea</i>	15g	28	0,0035	0,79	0,040	0,09
<i>Caenis</i> sp.	15g	28	0,0033	0,43	0,008	0,43
<i>Baetis fuscatus</i>	15g	28	0,0024	0,50	0,019	0,13
<i>Corixidae</i> Gen. sp.	15g	28	0,0024	0,61	0,016	0,15
<i>Gammarus pulex</i>	16	62	0,0144	0,95	0,228	0,06
<i>Agapetus fuscipes</i>	16	62	0,0081	0,24	0,033	0,24
<i>Velidae</i> Gen. sp.	16	62	0,0051	0,45	0,011	0,45
<i>Elodes</i> sp. Lv.	16	62	0,0051	0,60	0,017	0,30
<i>Chaetopteryx villosa</i>	16	62	0,0027	0,47	0,029	0,09
<i>Silo pallipes</i>	16	62	0,0026	0,29	0,009	0,29
<i>Rhyacophila fasciata</i>	16	62	0,0025	0,26	0,010	0,26
<i>Dugesia gonocephala</i>	16	62	0,0021	0,56	0,038	0,06
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	16	62	0,0016	0,68	0,044	0,04
<i>Nemoura</i> sp.	16	62	0,0016	0,50	0,036	0,05
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	17	9	0,0081	0,89	0,164	0,05
<i>Gammarus pulex</i>	17	9	0,0067	0,89	0,113	0,06
<i>Corixidae</i> Gen. sp.	17	9	0,0050	0,67	0,030	0,17
<i>Pisidium</i> sp.	17	9	0,0018	0,78	0,026	0,07
<i>Heptagenia sulphurea</i>	17	9	0,0016	0,78	0,019	0,09
<i>Anabolia nervosa</i>	17	9	0,0016	0,44	0,018	0,09
<i>Chimarra marginata</i>	17	9	0,0013	0,22	0,006	0,22
<i>Baetis vernus</i>	17	9	0,0013	0,44	0,038	0,03
<i>Halesus</i> sp.	17	9	0,0012	0,33	0,022	0,06
<i>Lype</i> sp.	17	9	0,0011	0,33	0,003	0,33
<i>Lumbriculiidae</i> Gen. sp.	18	7	0,0108	0,57	0,019	0,57
<i>Gammarus pulex</i>	18	7	0,0087	1,00	0,131	0,07
<i>Prodiamesa olivacea</i>	18	7	0,0080	0,71	0,067	0,12
<i>Tinodes unicolor</i>	18	7	0,0063	0,29	0,022	0,29
<i>Limnephilidae</i> Gen. sp.	18	7	0,0053	0,57	0,055	0,10
<i>Tanytarsini</i> Gen. sp.	18	7	0,0041	0,71	0,120	0,03
<i>Echinogammarus berilloni</i>	18	7	0,0036	0,14	0,025	0,14
<i>Chaetopterygini/Stenop hylacini</i> Gen. sp.	18	7	0,0026	0,57	0,037	0,07
<i>Glossiphonia complanata</i>	18	7	0,0019	0,57	0,010	0,19
<i>Naididae/Tubificidae</i> Gen. sp.	18	7	0,0017	0,86	0,027	0,06
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	19	15	0,0053	0,67	0,040	0,13
<i>Baetis rhodani</i>	19	15	0,0036	0,73	0,088	0,04
<i>Anabolia nervosa</i>	19	15	0,0035	0,27	0,066	0,05
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	19	15	0,0028	0,20	0,043	0,07
<i>Nemoura</i> sp.	19	15	0,0019	0,47	0,045	0,04
<i>Ephemera danica</i>	19	15	0,0018	0,80	0,030	0,06
<i>Beraeodes minuta</i>	19	15	0,0018	0,27	0,014	0,13
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	19	15	0,0017	0,47	0,025	0,07
<i>Platambus maculatus</i> Lv.	19	15	0,0014	0,20	0,007	0,20
<i>Serratella ignita</i>	19	15	0,0013	0,47	0,036	0,04

bestimmbares Taxon	Typ Nr	Probenzahl	Bedeutung	Stetigkeit	Dominanz	Spezifität
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	20	2	0,0353	1,00	0,636	0,06
<i>Heptagenia</i> sp.	20	2	0,0295	1,00	0,029	1,00
<i>Hydropsyche</i> sp.	20	2	0,0166	1,00	0,233	0,07
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	20	2	0,0042	1,00	0,004	1,00
<i>Hemerodromia</i> sp.	20	2	0,0021	1,00	0,002	1,00
<i>Asellus aquaticus</i>	20	2	0,0021	1,00	0,027	0,08
<i>Psychomyia pusilla</i>	20	2	0,0019	1,00	0,006	0,33
<i>Ancyclus fluviatilis</i>	20	2	0,0015	1,00	0,020	0,08
<i>Sphaerium</i> sp.	20	2	0,0011	1,00	0,001	1,00
<i>Ceraclea dissimilis</i>	20	2	0,0011	1,00	0,001	1,00
<i>Dreissena polymorpha</i>	21	42	0,0166	0,76	0,065	0,25
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	21	42	0,0106	0,48	0,022	0,48
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	21	42	0,0104	0,64	0,048	0,21
<i>Caenis horaria</i>	21	42	0,0085	0,48	0,018	0,48
<i>Athripsodes cinereus</i>	21	42	0,0076	0,43	0,018	0,43
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	21	42	0,0056	0,40	0,028	0,20
<i>Bithynia tentaculata</i>	21	42	0,0054	0,81	0,047	0,12
<i>Sphaerium corneum</i>	21	42	0,0041	0,86	0,028	0,14
<i>Chironomini</i> Gen. sp.	21	42	0,0034	0,67	0,076	0,04
<i>Anodonta anatina</i>	21	42	0,0032	0,45	0,007	0,45
<i>Molanna angustata</i>	21	42	0,0027	0,36	0,007	0,36
<i>Corixidae</i> Gen. sp.	22.2	9	0,0380	1,00	0,152	0,25
<i>Gammarus zaddachi</i>	22.2	9	0,0223	0,44	0,050	0,44
<i>Heteroptera</i> Gen. sp.	22.2	9	0,0173	0,78	0,044	0,39
<i>Culicidae</i> Gen. sp.	22.2	9	0,0118	0,44	0,027	0,44
<i>Proasellus meridianus</i>	22.2	9	0,0107	0,33	0,032	0,33
<i>Stylaria lacustris</i>	22.2	9	0,0099	0,56	0,018	0,56
<i>Halipus</i> sp. Lv.	22.2	9	0,0074	0,44	0,033	0,22
<i>Radix balthica</i>	22.2	9	0,0053	0,56	0,019	0,28
<i>Proasellus coxalis</i>	22.2	9	0,0049	0,33	0,015	0,33
<i>Laccophilus hyalinus</i> Ad.	22.2	9	0,0045	0,33	0,014	0,33
<i>Corophium curvispinum</i>	23	22	0,0180	0,27	0,066	0,27
<i>Valvata</i> sp.	23	22	0,0065	0,55	0,012	0,55
<i>Naididae/Tubificidae</i> Gen. sp.	23	22	0,0063	0,77	0,114	0,06
<i>Chironomini</i> Gen. sp.	23	22	0,0044	0,59	0,111	0,04
<i>Gammarus roeselii</i>	23	22	0,0042	0,27	0,108	0,04
<i>Asellus aquaticus</i>	23	22	0,0042	0,77	0,070	0,06
<i>Turbellaria</i> Gen. sp.	23	22	0,0039	0,41	0,010	0,41
<i>Bithynia</i> sp.	23	22	0,0036	0,41	0,009	0,41
<i>Pontogammarus robustoides</i>	23	22	0,0032	0,18	0,018	0,18
<i>Gammarus tigrinus</i>	23	22	0,0029	0,14	0,021	0,14

## 6. Fließgewässerbewertung auf Grundlage der Makrophyten und des Phytobenthos

Die Arbeiten im Teilbereich „Makrophyten und Phytobenthos“ innerhalb des Projektes dienen der Ergänzung des im Januar 2004 fertiggestellten Bewertungsverfahrens für diese Biokomponente. Dazu gehören einerseits die Überprüfung und Kalibrierung der bisherigen Ergebnisse und andererseits der Entwicklung von Bewertungskonzepten für bislang nicht bewertbare Gewässertypen Norddeutschlands. Auch sollen die neu beschriebenen Fließgewässertypen 22 und 23, so weit möglich, in das Bewertungsverfahren aufgenommen werden.

### 6.1 Projektablauf

Der LAWA-UA „Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung nach EU-WRRL“ hat eine Abstimmung der Projekte „Makrozoobenthos“ und „Makrophyten und Phytobenthos“ in Bezug auf die zu beprobenden Gewässer und Probestellen gewünscht. Soweit diese Abstimmung möglich war, wurde sie durchgeführt. Daraufhin wurden die Probestellen wie folgt auf die Bundesländer verteilt:

Tabelle 15: Verteilung der Probestellen auf die Bundesländer

Bundesland	Anzahl Probestellen
Mecklenburg-Vorpommern	18
Niedersachsen	15
Schleswig-Holstein	3
<i>Summe</i>	<i>36</i>

Weitere 108 Stellen wurden im LAWA-Projekt „Bundesweiter Praxistest: Bewertungsverfahren Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern zur Umsetzung der EG-WRRL“ untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen werden ebenfalls in die Auswertungen eingehen. Auch wurden von verschiedenen Stellen eigene Daten zur Verfügung gestellt, die, nach Eignungsprüfung, zur Vergrößerung der Datengrundlage herangezogen werden können.

Die Kartierungen und Probenahmen im Bereich Makrophyten und Phytobenthos müssen zur Hauptvegetationszeit der Makrophyten durchgeführt werden. Dadurch kann sich die Auswertungsphase, vor allem der Diatomeen, in den späten Herbst/Winter hinein erstrecken. Eine Überprüfung und Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens sowie die abschließende Darstellung der Ergebnisse ist daher erst im Frühjahr möglich.

Für die Bearbeitung der Makrophyten (Kartierungen, Auswertungen, Weiterentwicklung) und die Diatomeenprobenahmen konnte Frau Dr. Stelzer verpflichtet werden, die bei der Entwicklung des Bewertungsverfahrens die Makrophyten in Seen bearbeitet hatte. Die Kartierungen und Sommerbeprobungen sind bereits seit Ende August abgeschlossen. Die erforderliche Nachbestimmung der Characeen und Bryophyta wurde inzwischen durchgeführt. Für Ende Januar 2005 ist ein Workshop mit Makrophyten-Spezialisten aus allen Ökoregionen Deutschlands geplant: die Vorankündigung wurde verschickt. Das Thema werden in erster Linie die ökologischen Präferenzen von Makrophytentaxa sein, um das Bewertungsverfahren auf eine breitere Basis zu stellen.

Die Herbstprobenahme für die Diatomeenanalysen (29 Stellen) wurden im Oktober beendet.

Die Bearbeitung des Teilbereiches Diatomeen (Bestimmung, Auswertung, Weiterentwicklung) übernimmt Frau Dr. Hofmann. Sie entwickelte bereits das Bewertungsverfahren für diese Teilorganismengruppe im Vorgängerprojekt. Die Diatomeenproben der Sommerbeprobung sind chemisch aufbereitet, für die Herbstproben wurde dieser Arbeitsschritt begonnen. Die Erstellung von Dauerpräparaten sowie die mikroskopische Analyse der Diatomeentaxa haben begonnen.

Das Phytobenthos ohne Diatomeen wird in diesem Projekt ebenfalls durch die Entwickler des Verfahrens, Frau Dr. Gutowski und Frau Foerster, bearbeitet. Aus Kapazitätsgründen wird diese Organismengruppe lediglich an 20 Stellen untersucht. Die Freilandarbeiten (Kartierung und Probenahme) sind beendet, die mikroskopische Analyse ist fertig gestellt.

## **6.2 Ausblick**

Die Untersuchungsergebnisse dieses Projektes werden zusammen mit den Ergebnissen des zeitgleich laufenden bundesweiten Praxistests sowie den zusätzlich durch einige Bundesländer zur Verfügung gestellten Daten ausgewertet. Auf Grund dieser Auswertungen wird sich ergeben

- für welche Gewässertypen noch Anpassungen am bisherigen Bewertungsverfahren vorgenommen werden müssen
- ob für die neu hinzugekommenen Gewässertypen Bewertungsmodule in das Verfahren integriert werden können.

Gegebenenfalls wird das Verfahren nach diesen Erkenntnissen angepasst. Außerdem wird ein DV-gestütztes Auswertungstool auf der Basis der bisherigen Methode erarbeitet, das ggf. nach dem Praxistest 2004 nochmals angepasst werden muss. Die Projekte „Bundesweiter Praxistest Fließgewässer“ sowie das hier beschriebene Projekt zur „Integration der nord- und

nordostdeutschen Fließgewässer“ werden zusammen im April 2005 mit den bis dahin zu fertigenden Abschlussberichten abgeschlossen.

## 7. Literatur

- 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.
- Clarke, R. (1993): Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Haase, P. & Sundermann, A. (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 4.02. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> [Stand November 2004].
- Haase, P., Sundermann, A., Feld, C., Hering, D., Lorenz, A., Meier, C., Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & Zenker, A. (2004): Validation der Fließgewässertypologie Deutschlands, Ergänzung des Datenbestandes und Harmonisierung der Bewertungsansätze der verschiedenen Forschungsprojekte zum Makrozoobenthos zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Modul Makrozoobenthos). Abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 3.02. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> [Stand November 2004].
- Hering, D., Moog, O., Sandin, L. & Verdonschot, P. F. M. (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1-20.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland - Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. LAWA Publikationen „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“.
- Lorenz, A., Hering, D., Feld, C. K. & Rolauuffs, P. (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna in five German stream types. *Hydrobiologia* 516: 107-127.
- Margalef, R. (1984): The Science and Praxis of Complexity. Ecosystems: Diversität and Connectivity as measurable components of their complication. In Aida, et al. (ed.). United Nations University, Tokyo, 228-244.
- Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km<sup>2</sup> zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – In: R. Deneke, B. Nixdorf (eds.): Implementierung der EU-WRRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002: 15–23.
- McCune, B. & Mefford, M. J. (1999): Multivariate analysis of ecological data. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Meier, C., Hering, D., Biss, R., Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A., Haase, P. & Schöll, F. (2004): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Vorläufiger Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> [Stand November 2004].

- Moog, O. (ed.) (1995): *Fauna Aquatica Austriaca – a comprehensive species inventory of Austrian aquatic organisms with ecological data*. First edition, Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- NLÖ (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie) (2003): *Ökologische Bewertung von Marschengewässern entsprechend den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL)*. Unveröffentlicher Projektbericht. 53 Seiten + Anhang.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2004): *Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie*. In: Steinberg, C., Calmano W., Wilken R.-D. & Klapper, H. (Hrsg.): *Handbuch der Limnologie*. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.
- Pottgiesser, T., Kail J., Seuter S. & Halle M. (2004): *Abschließende Arbeiten zur Typisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL – Teil II, Endbericht zur „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ (Stand Dezember 2003)*. Forschungsprojekt im Auftrag der LAWA: 1-16 + Anhang (unveröffentl.).
- Rawer-Jost, C., Zenker A. & Böhmer J. (2004): *Aufbau und Betrieb einer zentralen Datenhaltung und Auswertung von biologischen Daten zur ökologischen Fließgewässerbewertung in Deutschland*. Unveröffentlicher Abschlussbericht des Instituts für Zoologie der Universität Hohenheim im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). 25 S.
- Rolauffs, P., Hering, D., Sommerhäuser, M., Jähmig, S. & Rödiger, S. (2003): *Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindex für die biologische Fließgewässerbewertung*. Umweltbundesamt Texte 11/03. Forschungsbericht 200 24 227, 137 S.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U. Köpf, B., Schranz, C., Schneider, S., Meilinger, P. Stelzer, D. Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2004a): *Makrophyten und Phytobenthos in Flüssen und Seen. Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie*. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Informationsbericht Heft 1,05: in press.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U. Köpf, B., Schranz, C., Schneider, S., Meilinger, P., D. Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2004b): *Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos*; <http://www.bayern.de/lfw/projekte/welcome.htm>.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U. Köpf, B., Schranz, C., Schneider, S., Stelzer, D. Hofmann, G. (2004c): *Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos*; <http://www.bayern.de/lfw/projekte/welcome.htm>.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Foerster, J. Gutowski, A., Hofmann, G., Meilinger, P., Schneider, S., Schmedtje, U. (2004d): *Ecological Classification of Macrophytes and Phytobenthos for Rivers in Germany according to the Water Framework Directive*. *Limnologica* 34, accepted.

- Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S., Schmedtje, U.: (2004e): Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34, accepted.
- Schmedtje, U. & Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 4/96.
- Schmedtje, U., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. & Mollenhauer, D. (2001a): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos. *ATV-DVWK* (eds.), Hennef, 281 S.
- Schmedtje, U., Sommerhäuser, M., Braukmann, U., Briem, E., Haase, P. & Hering, D. (2001): ‚Top down - bottom up‘-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. *DGL Tagungsbericht 2000 (Magdeburg)*: 147-151.
- Schöll, F & Haybach, A. (2001). Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI): Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- Shannon, C. E. & Weaver, W. (1949): *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press, Urbana.
- Statistisches Bundesamt (ed.) (1997): *Daten zur Bodenbedeckung*. Wiesbaden.
- Zelinka, M. & Marvan, P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57: 389-407.



# **ANHANG**

## **I. Autokorrelationen**

## **II. Ankerpunkte**

## **III. Metricalalternativen**

## I. Autokorrelationen

Tabelle 1: Redundanz-Tabelle der ausgewählten Metrics für Fließgewässertyp 11

<b>Typ</b>	<b>11</b>
Nutzungsreferenzen	ja
GSG-VO-Referenzen	ja
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	ja
Anzahl Datensätze Nutzung	66
Anzahl Datensätze GSG-VO	48

	szo_Ind	szx_HK	G_FI_D01	p_hyporhithr	cupRP_HK	p_shred	p_EPT	%EPT_HK	no_trichoptera
szo_Ind	<b>1,000</b>								
szx_HK	<b>0,881</b>	<b>1,000</b>							
G_FI_D01	0,678	0,715	<b>1,000</b>						
p_hyporhithr	0,428	0,476	0,629	<b>1,000</b>					
cupRP_HK	0,520	0,495	0,658	0,733	<b>1,000</b>				
p_shred	0,265	0,395	0,334	0,363	0,232	<b>1,000</b>			
p_EPT	0,345	0,295	0,466	0,453	0,533	0,266	<b>1,000</b>		
%EPT_HK	0,410	0,387	0,632	0,586	0,695	0,263	<b>0,889</b>	<b>1,000</b>	
no_trichoptera	0,284	0,298	0,476	0,239	0,433	0,060	0,426	0,564	<b>1,000</b>

## I. Autokorrelationen

Tabelle 2: Redundanz-Tabelle der ausgewählten Metrics für Fließgewässertyp 12

<b>Typ</b>	<b>12</b>
Nutzungsreferenzen	ja
GSG-VO-Referenzen	ja
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	ja
Anzahl Datensätze Nutzung	45
Anzahl Datensätze GSG-VO	30

	szo Ind	szx HK	G FI D01	p_hyporhithr	cupRP_HK	p_shred	p_EPT	%EPT_HK	no_trichoptera
szo Ind	<b>1,000</b>								
szx_HK	0,767	<b>1,000</b>							
G FI D01	0,409	0,433	<b>1,000</b>						
p_hyporhithr	0,398	0,269	0,529	<b>1,000</b>					
cupRP_HK	0,608	0,537	0,628	0,620	<b>1,000</b>				
p_shred	-0,080	-0,036	0,523	0,132	0,189	<b>1,000</b>			
p_EPT	0,269	0,167	0,587	0,131	0,324	0,430	<b>1,000</b>		
%EPT_HK	0,240	0,215	0,688	0,274	0,410	0,530	<b>0,906</b>	<b>1,000</b>	
no_trichoptera	0,190	0,174	0,561	0,409	0,270	0,409	0,627	0,754	<b>1,000</b>

## I. Autokorrelationen

Tabelle 3: Redundanz-Tabelle der ausgewählten Metrics für Fließgewässertyp 19

<b>Typ</b>	<b>19</b>
Nutzungsreferenzen	ja
GSG-VO-Referenzen	entf.
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	entf.
Anzahl Datensätze Nutzung	94
Anzahl Datensätze GSG-VO	entf.

	szo Ind	szx HK	p_epirhithr	p_metapotam	p_shred	p_EPT	%EPT_HK	no_trichoptera
szo Ind	<b>1,000</b>							
szx HK	<b>0,943</b>	<b>1,000</b>						
p_epirhithr	0,363	0,270	<b>1,000</b>					
p_metapotam	-0,797	-0,727	-0,588	<b>1,000</b>				
p_shred	0,134	0,192	-0,277	-0,022	<b>1,000</b>			
p_EPT	0,704	0,634	0,291	-0,524	-0,048	<b>1,000</b>		
%EPT_HK	0,731	0,694	0,269	-0,571	0,045	<b>0,897</b>	<b>1,000</b>	
no_trichoptera	0,431	0,490	-0,150	-0,163	0,352	0,462	0,552	<b>1,000</b>

## I. Autokorrelationen

Tabelle 4: Redundanz-Tabelle der ausgewählten Metrics für Fließgewässertyp 21

<b>Typ</b>	<b>21</b>
Nutzungsreferenzen	ja
GSG-VO-Referenzen	ja
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	ja
Anzahl Datensätze Nutzung	93
Anzahl Datensätze GSG-VO	34

	szo Ind	szx HK	G FI D03	p epipotam	p_metapotam	cupRP HK	p EPT	%EPT HK	no trichoptera
szo Ind	<b>1,000</b>								
szx HK	<b>0,835</b>	<b>1,000</b>							
G FI D03	0,285	0,422	<b>1,000</b>						
p_epipotam	0,290	0,197	0,309	<b>1,000</b>					
p_metapotam	-0,072	-0,260	-0,162	0,033	<b>1,000</b>				
cupRP_HK	0,449	0,423	0,595	0,619	-0,333	<b>1,000</b>			
p_EPT	0,166	0,096	0,210	0,394	-0,328	0,537	<b>1,000</b>		
%EPT_HK	0,084	-0,028	0,165	0,377	-0,213	0,497	<b>0,849</b>	<b>1,000</b>	
no_trichoptera	0,010	-0,059	-0,015	0,103	-0,071	0,195	0,544	0,766	<b>1,000</b>

## I. Autokorrelationen

Tabelle 5: Redundanz-Tabelle der ausgewählten Metrics für Fließgewässertyp 23

<b>Typ</b>	<b>23</b>
Nutzungsreferenzen	nein
GSG-VO-Referenzen	ja
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	ja
Anzahl Datensätze Nutzung	30
Anzahl Datensätze GSG-VO	30

	szo_Ind	szx_HK	p_epipotam	p_metapotam	p_pel	p_EPT	%EPT_HK
szo_Ind	<b>1,000000</b>						
szx_HK	<b>0,935289</b>	<b>1,000000</b>					
p_epipotam	-0,203812	-0,230247	<b>1,000000</b>				
p_metapotam	0,107771	0,000183	0,225440	<b>1,000000</b>			
p_pel	0,419721	0,449679	-0,390762	-0,155792	<b>1,000000</b>		
p_EPT	0,020042	-0,022805	-0,477156	-0,288500	0,321782	<b>1,000000</b>	
%EPT_HK	-0,217544	-0,291798	-0,292756	-0,348660	0,148401	<b>0,808597</b>	<b>1,000000</b>

## II. Ankerpunkte

Tabelle 6: Übersicht über die Ankerpunkte der Core Metrics für Fließgewässertyp 11

<b>Typ</b>	<b>11</b>
Nutzungsreferenzen	ja
GSG-VO-Referenzen	ja
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	ja
Anzahl Datensätze Nutzung	66
Anzahl Datensätze GSG-VO	48

		szo_Ind	szx_HK	G_FI_D01	p_hyporhithr	cupRP_HK	p_shred	p_EPT	%EPT_HK	no_trichoptera
Perzentile										
Oberes Perzentil	95%-Perzentil	23,74	24,80	1,17	30,40	77,78	50,60	61,22	60,00	10,00
Unteres Perzentil	5%-Perzentil	8,00	9,68	-1,00	8,14	0,00	2,49	0,41	4,00	0,00
Oberes Perzentil	90%-Perzentil	23,63	23,33	0,93	28,57	54,17	39,93	54,86	52,38	9,00
Unteres Perzentil	10%-Perzentil	10,13	11,25	-1,00	9,30	0,00	5,40	1,31	9,38	1,00
Entscheidung oberer Ankerpunkt		20,00	20,00	1,00	25,00	50,00	40,00	50,00	50,00	7,00
Entscheidung unterer Ankerpunkt		8,00	8,00	-1,00	8,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

## II. Ankerpunkte

Tabelle 7: Übersicht über die Ankerpunkte der Core Metrics für Fließgewässertyp 12

<b>Typ</b>	<b>12</b>
Nutzungsreferenzen	ja
GSG-VO-Referenzen	ja
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	ja
Anzahl Datensätze Nutzung	45
Anzahl Datensätze GSG-VO	30

		szo_Ind	szx_HK	G_FI_D01	p_hyporhithr	cupRP_HK	p_shred	p_EPT	%EPT_HK	no_trichoptera
Perzentile										
Oberes Perzentil	95%-Perzentil	20,71	19,63	0,29	25,28	52,17	40,33	58,07	53,49	7,00
Unteres Perzentil	5%-Perzentil	9,01	8,89	-1,27	7,29	0,00	2,16	0,10	3,39	0,00
Oberes Perzentil	90%-Perzentil	20,04	18,33	-0,07	23,64	43,55	33,91	54,84	51,52	6,00
Unteres Perzentil	10%-Perzentil	10,30	11,72	-1,22	9,27	2,22	2,47	0,86	3,64	0,00
Entscheidung oberer Ankerpunkt		18,00	18,00	entf.	20,00	40,00	30,00	50,00	50,00	7,00
Entscheidung unterer Ankerpunkt		8,00	8,00	entf.	7,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00



## II. Ankerpunkte

Tabelle 8: Übersicht über die Ankerpunkte der Core Metrics für Fließgewässertyp 19

<b>Typ</b>	<b>19</b>
Nutzungsreferenzen	ja
GSG-VO-Referenzen	entf.
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	entf.
Anzahl Datensätze Nutzung	94
Anzahl Datensätze GSG-VO	entf.

		szo_Ind	szx_HK	p_epirhithr	p_metapotam	p_shred	p_EPT	%EPT_HK	no_trichoptera
<b>Perzentile - Nutzung</b>									
Oberes Perzentil	95%-Perzentil	26,21	26,34	17,85	20,00	34,90	80,53	68,97	9,00
Unteres Perzentil	5%-Perzentil	0,65	4,71	3,56	0,51	0,30	0,19	4,44	0,00
Oberes Perzentil	90%-Perzentil	24,75	23,81	13,88	18,18	33,20	72,52	62,50	8,00
Unteres Perzentil	10%-Perzentil	2,66	7,65	5,00	1,76	0,83	0,86	10,53	1,00
Entscheidung oberer Ankerpunkt		20,00	20,00	12,00	0,00	30,00	65,00	60,00	7,00
Entscheidung unterer Ankerpunkt		0,00	0,00	0,00	15,00	0,00	0,00	0,00	0,00

## II. Ankerpunkte

Tabelle 9: Übersicht über die Ankerpunkte der Core Metrics für Fließgewässertyp 21

<b>Typ</b>	<b>21</b>
Nutzungsreferenzen	ja
GSG-VO-Referenzen	ja
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	ja
Anzahl Datensätze Nutzung	93
Anzahl Datensätze GSG-VO	34

		szo_Ind	szx_HK	G_FI_D03	p_epipotam	p_metapotam	cupRP_HK	p_EPT	%EPT_HK	no_trichoptera
<b>Perzentile - Nutzung</b>										
Oberes Perzentil	95%-Perzentil	22,66	21,80	0,82	37,85	28,04	56,00	62,20	56,25	12,00
Unteres Perzentil	5%-Perzentil	7,42	10,94	-1,41	14,71	6,77	0,00	1,08	5,41	0,00
Oberes Perzentil	90%-Perzentil	21,47	19,50	0,53	29,15	24,02	43,75	50,22	50,00	10,00
Unteres Perzentil	10%-Perzentil	9,18	11,30	-1,36	15,80	9,08	4,76	3,45	8,00	0,00
Entscheidung oberer Ankerpunkt		20,00	20,00	0,50	28,00	5,00	40,00	45,00	45,00	9,00
Entscheidung unterer Ankerpunkt		8,00	8,00	-1,40	12,00	22,00	0,00	0,00	0,00	0,00

## II. Ankerpunkte

Tabelle 10: Übersicht über die Ankerpunkte der Core Metrics für Fließgewässertyp 23

<b>Typ</b>	<b>23</b>
Nutzungsreferenzen	nein
GSG-VO-Referenzen	ja
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	ja
Anzahl Datensätze Nutzung	30
Anzahl Datensätze GSG-VO	30

		szo_Ind	szx_HK	p_epipotam	p_metapotam	p_pei	p_EPT	%EPT_HK
<b>Perzentile - Nutzung</b>								
Oberes Perzentil	95%-Perzentil	19,41	17,83	25,08	27,72	43,44	24,26	22,92
Unteres Perzentil	5%-Perzentil	1,36	6,90	11,59	11,00	2,39	0,00	0,00
Oberes Perzentil	90%-Perzentil	17,50	17,35	22,25	25,71	26,38	16,30	16,78
Unteres Perzentil	10%-Perzentil	6,87	7,50	13,47	11,35	4,74	0,00	0,00
Entscheidung oberer Ankerpunkt		15,00	15,00	10,00	10,00	25,00	15,00	15,00
Entscheidung unterer Ankerpunkt		0,00	0,00	21,00	25,00	0,00	0,00	0,00

### III. Metricalalternativen

Tabelle 11: Prüfung alternativer Core Metrics-Kombinationen für Fließgewässertyp 11

<b>Typ</b>	<b>11</b>
Nutzungsreferenzen	ja
GSG-VO-Referenzen	ja
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	ja
Anzahl Datensätze Nutzung	66
Anzahl Datensätze GSG-VO	48

	T	T	T	F	F	F	Z	Z	V		
<b>Typ 11</b>	szo_Ind	szx_HK	G_FL_D01	p_hyporhithr	cupRP_HK	p_shred	p_EPT	%EPT_HK	no_trichoptera	Korrelation mit Struktur	Korrelation mit Nutzung
MMI11_1	x		x	x	x	x	x		x	-0,688	-0,291
MMI11_2	x			x	x	x	x		x	-0,665	-0,267
MMI11_3	x		x	x	x	x		x	x	-0,689	-0,303
<b>MMI11_4</b>	<b>x</b>		<b>x</b>	<b>x</b>		<b>x</b>		<b>x</b>	<b>x</b>	<b>-0,698</b>	<b>-0,309</b>
MMI11_5	x		x		x	x		x	x	-0,688	-0,281
MMI11_6		x	x	x		x	x		x	-0,687	-0,273
MMI11_7		x	x		x	x		x	x	-0,685	-0,260
MMI11_8		x		x		x		x	x	-0,698	n. sign.
MMI11_9			x		x	x	x		x	-0,648	-0,272

### III. Metricalalternativen

Tabelle 12: Prüfung alternativer Core Metrics-Kombinationen für Fließgewässertyp 12

<b>Typ</b>	<b>12</b>
Nutzungsreferenzen	ja
GSG-VO-Referenzen	ja
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	ja
Anzahl Datensätze Nutzung	45
Anzahl Datensätze GSG-VO	30

	T	T	F	F	F	Z	Z	V		
	szo_Ind	szx_HK	p_hyporhithr	cupRP_HK	p_shred	p_EPT	%EPT_HK	no_trichoptera	Korrelation mit Struktur	Korrelation mit Nutzung
<b>Typ 12</b>										
MI12_1	x		x	x	x	x		x	-0,593	n. sign.
MI12_2	x		x	x	x	x		x	-0,593	n. sign.
MI12_3	x		x	x	x		x	x	-0,580	n. sign.
MI12_4	x		x		x		x	x	-0,603	n. sign.
MI12_5	x			x	x		x	x	-0,597	n. sign.
MI12_6		x	x		x	x		x	-0,619	n. sign.
MI12_7		x		x	x		x	x	-0,596	n. sign.
MI12_8		x	x		x		x	x	-0,610	n. sign.

### III. Metricalalternativen

Tabelle 13: Prüfung alternativer Core Metrics-Kombinationen für Fließgewässertyp 19

<b>Typ</b>	<b>19</b>
Nutzungsreferenzen	ja
GSG-VO-Referenzen	entf.
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	entf.
Anzahl Datensätze Nutzung	94
Anzahl Datensätze GSG-VO	entf.

	T	T	F	F	F	Z	Z	V		
	szo_Ind	szx_HK	p_epirhthr	p_metapotam	p_shred	p_EPT	%EPT_HK	no_trichoptera	Korrelation mit Struktur	Korrelation mit Nutzung
<b>Typ 19</b>										
MI19_1	x		x	x	x	x		x	entf.	-0,439
MI19_2	x		x	x	x		x	x	entf.	-0,446
MI19_3		x	x	x	x	x		x	entf.	-0,443
MI19_4		x	x	x	x		x	x	entf.	-0,456
<b>MI19_5</b>	<b>x</b>		<b>x</b>		<b>x</b>		<b>x</b>	<b>x</b>	<b>entf.</b>	<b>-0,416</b>
MI19_6	x			x	x	x		x	entf.	-0,398
MI19_7		x	x		x		x	x	entf.	-0,415
MI19_8		x		x	x		x	x	entf.	-0,394

### III. Metricalalternativen

Tabelle 14: Prüfung alternativer Core Metrics-Kombinationen für Fließgewässertyp 21

<b>Typ</b>	<b>21</b>
Nutzungsreferenzen	ja
GSG-VO-Referenzen	ja
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	ja
Anzahl Datensätze Nutzung	93
Anzahl Datensätze GSG-VO	34

	T	T	T	F	F	F	Z	Z	V		
<b>Typ 21</b>	szo_Ind	szx_HK	G_FL_D03	p_epipotam	p_metapotam	cupRP_HK	p_EPT	%EPT_HK	no_trichoptera	Korrelation mit Struktur	Korrelation mit Nutzung
MI21_1	x		x	x	x	x	x		x	-0,486	-0,452
MI21_2	x			x	x	x	x		x	-0,343	-0,442
MI21_3	x			x		x		x	x	-0,469	-0,456
MI21_4		x	x	x	x	x	x		x	-0,403	-0,454
MI21_5		x	x		x	x		x	x	-0,469	-0,468
MI21_6			x	x	x	x		x	x	-0,437	-0,432
MI21_7			x	x		x		x	x	-0,494	-0,444
MI21_8	x		x		x	x		x	x	-0,509	-0,468

### III. Metricalalternativen

Tabelle 15: Prüfung alternativer Core Metrics-Kombinationen für Fließgewässertyp 23

<b>Typ</b>	<b>23</b>
Nutzungsreferenzen	nein
GSG-VO-Referenzen	ja
Schlechte Stellen Nutzung	ja
Schlechte Stellen GSG-VO	ja
Anzahl Datensätze Nutzung	30
Anzahl Datensätze GSG-VO	30

	T	T	F	F	F	Z	Z		
	szo_Ind	szx_HK	p_epipotam	p_metapotam	p_pel	p_EPT	%EPT_HK	Korrelation mit Struktur	Korrelation mit Nutzung
<b>Typ 23</b>									
MI23_1	x		x	x	x	x		-0,78	n. sign.
<b>MI23_2</b>	<b>x</b>		<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>		<b>x</b>	<b>-0,80</b>	<b>n. sign.</b>
MI23_3	x		x		x		x	-0,66	n. sign.
MI23_4	x			x	x	x		-0,76	n. sign.
MI23_5		x	x	x	x	x		-0,75	n. sign.
MI23_6		x	x	x	x		x	-0,76	n. sign.
MI23_7		x	x		x		x	-0,66	n. sign.
MI23_8		x		x	x	x		-0,75	n. sign.