

Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Förderkennzeichen (UFOPLAN) 202 24 223

Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben

von:

Carolin Meier¹, Jürgen Böhmer², Regina Biss³, Christian Feld¹, Peter Haase⁴,
Armin Lorenz¹, Claudia Rawer-Jost⁵, Peter Rolaufts¹, Karin Schindehütte⁴, Franz Schöll⁶,
Andrea Sundermann⁴, Armin Zenker⁵, Daniel Hering¹

unter Mitarbeit von den Mitgliedern des Projektbegleitenden Beirates und des Arbeits-
kreises "Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung nach EU-WRRL":

Mechthild Banning^{7, 8}, Eva Bellack^{7, 8}, Marina Carstens^{7, 8}, Martin Dittrich⁸,
Folker Fischer^{7, 8}, Barbara Guhl^{7, 8}, Anne Holm^{7, 8}, Martina Jährling^{7, 8}, Kerstin Jenemann⁸,
Antje Köhler⁸, Bettina Rechenberg^{7, 8}, Klaus Roch⁸, Jörg Schönfelder^{7, 8}, Adam Schmitt⁸,
Klaus Wendling⁸, Hartmut Vobis⁸

mit Beiträgen von:

Jürgen Bätke⁹, Katja Birke¹, Rainer Brinkmann¹⁰, Eckhard Coring⁹, Arne Haybach¹¹,
Ulrich Heckes¹², Monika Hess¹², Randolph Manderbach¹³, Claus-Joachim Otto¹⁰,
Herbert Reusch¹⁰, Stephan Speth¹⁰

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Essen, März 2006

¹ Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Biologie und Geografie, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen; carolin.meier@uni-due.de, daniel.hering@uni-due.de

² Bioforum GmbH

³ Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

⁴ Forschungsinstitut Senckenberg

⁵ Universität Hohenheim

⁶ Bundesanstalt für Gewässerkunde

⁷ Projektbegleitender Beirat zu dem Projekt „Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben“

⁸ Arbeitskreis der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser "Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung nach EU-WRRL"

⁹ EcoRing

¹⁰ Büro für angewandte Limnologie und Landschaftsökologie

¹¹ Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen

¹² Ökokart

¹³ ManderbachMedia

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer	2.	3.
4. Titel des Berichtes Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Meier, Carolin; Böhmer, Jürgen; Biss, Regina; Feld, Christian; Haase, Peter; Lorenz, Armin; Rawer-Jost, Claudia; Rolaufts, Peter; Schindehütte, Karin; Schöll, Franz; Sundermann, Andrea; Zenker, Armin; Hering, Daniel		8. Abschlussdatum 31.03.2006
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Biologie und Geografie, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen; Universität Hohenheim, Institut für Zoologie, Garbenstraße 30, 70599 Stuttgart; Bioforum GmbH, Sudetenstr. 34, 73230 Kirchheim/Teck; Forschungsinstitut Senckenberg, Außenstelle Gelnhausen, Clamecystraße 12, 63571 Gelnhausen; Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Griesbachstraße 1, 76185 Karlsruhe; Bundesanstalt für Gewässerkunde, Kaiserin-Augusta-Anlagen 15-17, 56068 Koblenz		9. Veröffentlichungsdatum 10. UFOPLAN-Nr. 202 24 223
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau		11. Seitenzahl 198 (Textteil)
		12. Literaturangaben 48
		13. Tabellen und Diagramme 79
		14. Abbildungen 9
15. Zusätzliche Angaben		
16. Zusammenfassung Ziele des Forschungsvorhabens sind die Entwicklung und Implementierung eines Bewertungsverfahrens für die deutschen Fließgewässertypen, das den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie an eine biologische Bewertung genügt und auf dem Makrozoobenthos basiert. Das Vorhaben lässt sich in drei Bearbeitungsphasen gliedern: Phase I (04/2002-03/2004): Entwicklung eines modular aufgebauten, gewässertypspezifischen Bewertungsverfahrens. 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 können Informationen zu den Auswirkungen der Stressoren „Organische Verschmutzung“, „Versauerung/Säurezustand“ sowie „Allgemeine Degradation“ extrahiert und leitbildbezogen bewertet werden. Die Anwendung des Systems erfolgt entweder durch die Datenbank ASSESS oder durch ein PC-Programm, das auf einer in dem EU-Projekt AQEM entwickelten Plattform basiert. Phase II (04/2004-12/2004): Erarbeitung von Materialien für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis. Für die Implementierung der neuen Bewertungsverfahren sowie der parallel entwickelten Freiland- und Labormethoden für die Probenahme wurden die Web-Präsentation [http://www.fliessgewaesserbewertung.de], ein methodisches Handbuch sowie Schulungsmaterialien erarbeitet. Phase III (01/2005-03/2006): Überarbeitung und Erweiterung der Methoden zur Probenahme und –aufbereitung, des Bewertungsverfahrens und der Materialien (Website, Handbuch, Schulungsmaterialien). Die aus der praktischen Erprobung des Bewertungsverfahrens durch die Bundesländer gewonnenen Erfahrungen wurden bei der Weiterentwicklung der Probenahmemethoden und des Bewertungsverfahrens berücksichtigt und die Website, das Handbuch und die Schulungsmaterialien entsprechend aktualisiert.		
17. Schlagwörter Fließgewässer, EG-Wasserrahmenrichtlinie, Bewertung, Multimetrischer Index, Makrozoobenthos, Website, Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung, Schulungsmaterialien		
18. Preis	19.	20.

1. Report No.	2.	3.
4. Report Title Extension and adaptation of the national assessment system for benthic invertebrates to international requirements.		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) Meier, Carolin; Böhmer, Jürgen; Biss, Regina; Feld, Christian; Haase, Peter; Lorenz, Armin; Rawer-Jost, Claudia; Rolaufts, Peter; Schindehütte, Karin; Schöll, Franz; Sundermann, Andrea; Zenker, Armin; Hering, Daniel		8. Report Date 31.03.2006
6. Performing Organisation (Name, Address) University of Duisburg-Essen, Faculty of Biology and Geography, Department of Hydrobiology, D-45117 Essen; University of Hohenheim, Institute of Zoology, Garbenstraße 30, D-70599 Stuttgart; Bioforum Ltd, Sudetenstr. 34, 73230 Kirchheim/Teck; Research Institute Senckenberg, Outpost Gelnhausen, Clamecyststraße 12, D-63571 Gelnhausen; State Institute for Environment, Measurement and Nature Conservation Baden-Wuerttemberg, Griesbachstraße 1, D-76185 Karlsruhe; German Federal Institute of Hydrology, Kaiserin-Augusta-Anlagen 15-17, D-56068 Koblenz		9. Publication Date
		10. UFOPLAN-Ref. No. 202 24 223
		11. No. of Pages 198 (text)
7. Funding Agency (Name, Address) Umweltbundesamt (Federal Environment Agency), Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau		12. No. of References 48
		13. No. of Tables, Diagrams 79
		14. No. of Figures 9
15. Supplementary Notes		
16. Abstract Aims of the project are the development and the implementation of a river assessment system based on benthic invertebrates for the German river types, fulfilling the requirements of the EU Water Framework Directive. The project is broken down into three phases: Phase I (04/2002-03/2004): Development of a modular, type-specific assessment system The system is composed of modules, which assess the impact of different stressors (organic pollution, acidification, general degradation) in a stream type-specific way; the results of the modules are integrated into a final assessment result. The system can be applied either through the database ASSESS or through an assessment software, which is based on a software platform developed in the EU funded project AQEM. Phase II (04/2004-12/2004): Tools for transferring the assessment system into applied water management The assessment system and the associated field- and lab-sampling methods are made applicable through a web-presentation [http://www.fliessgewaesserbewertung.de], a manual and, training materials. Phase III (01/2005-03/2006): Revision of the field and lab methods for benthic invertebrate samples, the assessment and calculation methods and the supporting documents (website, manual, training documents) Experiences resulting from practical application of the methods by the Federal States were considered to further improve the field methods and assessment methods; website, manual and teaching materials were updated accordingly.		
17. Keywords Rivers, EU Water Framework Directive, assessment, multimetric index, benthic invertebrates, web-presentation, manual, training materials		
18. Price	19.	20.

Inhaltsverzeichnis

0. Kurzfassung	8
0.1 Kurzfassung deutschsprachig	8
0.1.1 „PERLODES“ – das deutsche Bewertungssystem für Fließgewässer auf Grundlage des Makrozoobenthos	10
0.1.2 Materialien für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis.....	21
0.2 Abstract.....	25
0.2.1 “PERLODES” – the German river assessment system for benthic invertebrates	26
0.2.2 Tools for application	35
1. Einleitung	38
2. Phase I des Vorhabens (01.04.2002-31.03.2004): Entwicklung eines modular aufgebauten gewässertypspezifischen Bewertungsver fahrens auf der Grundlage des Makrozoobenthos	41
2.1 Grundlagen	41
2.1.1 Wissenschaftlicher Hintergrund	41
2.1.2 Vorarbeiten und Vorläuferprojekte	41
2.2 Entwicklung des Bewertungssystems	46
2.2.1 Entwicklung des Moduls „Allgemeine Degradation“	46
2.2.2 Entwicklung des Moduls „Saprobie“	84
2.2.3 Entwicklung des Moduls „Versauerung“	86
2.3 Das neue deutsche Bewertungssystem mit dem Makrozoobenthos	92
2.3.1 Konzeption des Bewertungssystems	92
2.3.2 Das Modul „Saprobie“	95
2.3.3 Das Modul „Allgemeine Degradation“	96
2.3.4 Das Modul „Versauerung“	105
2.4 Anwendung des Bewertungssystems und der Benutzer-Software	114
2.4.1 Voraussetzungen für die Anwendung	114
2.4.2 Nutzung der Datenbank Assess.....	116
2.4.3 Nutzung der AQEM-Software.....	116
3. Phase II des Vorhabens (01.04.2004-31.12.2004): Überarbeitung des Moduls „Saprobie“ und Erarbeitung von Materialien für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis	118
3.1 Beiträge assoziierter Forschungsvorhaben zur Weiterentwicklung der Fließgewässerbewertung auf der Grundlage des Makrozoobenthos.....	118
3.1.1 „Bundesweiter Praxistest“	118
3.1.2 Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands in das bundesweite Typen- und Bewertungssystem	121
3.2 Überarbeitung des Moduls „Saprobie“	124

3.3	Die Web-Präsentation [http://www.fliessgewaesserbewertung.de].....	128
3.4	Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung	130
3.5	Schulungsmaterialien.....	132
4.	Phase III des Vorhabens (01.01.2005-31.03.2006): Überarbeitung und Ergänzung der Methoden zur Probenahme und Aufbereitung, des multimetrischen Verfahrens und der Materialien für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis	134
4.1	Überarbeitung und Ergänzung der Methoden zur Probenahme und Aufbereitung.....	134
4.2	Überarbeitung des multimetrischen Verfahrens (Modul „Allgemeine Degradation“)	136
4.2.1	Zusammenfassung der Ergebnisse aus den Praxistests der Länder.....	137
4.2.2	Datengrundlage.....	141
4.2.3	Überarbeitung und Erweiterung der Fauna-Indices	143
4.2.4	Vorgehen bei den Berechnungen	148
4.3	„PERLODES“ – das deutsche Bewertungssystem für Fließgewässer auf Grundlage des Makrozoobenthos	184
4.3.1	Konzeption	184
4.3.2	Das Modul „Saprobie“	187
4.3.3	Das Modul „Allgemeine Degradation“	187
4.3.4	Das Modul „Versauerung“	192
4.4	Weiterentwicklung der Bewertungssoftware, der Web-Präsentation, des Methodischen Handbuchs Fließgewässerbewertung sowie der Schulungsmaterialien.....	193
4.4.1	Weiterentwicklung der Bewertungssoftware	193
4.4.2	Fortschreibung des „Methodischen Handbuchs Fließgewässerbewertung“, der Schulungsmaterialien sowie der Web-Präsentation	193
5.	Literatur	194

Anhang

- I. Übersicht über die CORINE-Landnutzungsarten**
- II. Grafiken der Korrelationsanalysen (Beispiele)**
- III. Autokorrelationen**
- IV. Ankerpunkte**
- V. Metricalternativen**
- VI. Softwarehandbuch ASTERICS**

VII. Softwarehandbuch ASSESS

VIII. Biologische Indikation des Säurezustands – Liste der Indikatoren

IX. Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung

X. Schulungsmaterialien

XI. Indikatorlisten Fauna-Indices

XII. Alternative Metric-Kombinationen Rechenmodule

0. Kurzfassung

0.1 Kurzfassung deutschsprachig

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) sieht eine integrierte biologische Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern vor. Die Bewertung hat danach über verschiedene biologische Indikatoren zu erfolgen, sich an gewässertyp-spezifischen Leitbildern zu orientieren und die verschiedensten, auf die Gewässer einwirkenden Einflussgrößen widerzuspiegeln. Ergebnisse direkter Messungen von Bewertungsparametern (Gewässermorphologie, Physicochemie und Hydrologie) sind nur ergänzend für die Bewertung heranzuziehen. Für die Umsetzung der EG-WRRL sind somit gänzlich neue Bewertungsverfahren erforderlich.

Da die EG-WRRL handlungsorientiert konzipiert ist – bis 2015 soll der gute ökologische und gute chemische Gewässerzustand erreicht sein –, sollte das Bewertungsverfahren über die eigentliche biologische Zustandsbewertung hinaus geeignet sein, aus dem Bewertungsergebnis Hinweise auf Ursachen eines bestimmten Zustandes zu geben und Handlungsempfehlungen für das Gewässermanagement abzuleiten. Dies kann in vielen Fällen durch eine stressorenbezogene Bewertung erfolgen, die in der Lage ist, die Auswirkungen bestimmter Stör- und Einflussgrößen nachvollziehbar abzubilden. Eine Möglichkeit hierzu ist ein modularer Ansatz, der z. B. die Auswirkungen saprobieller Degradation und gewässermorphologischer/-allgemeiner Degradation separat erfasst und so eine kosten- und nutzeneffiziente Maßnahmenplanung ermöglicht.

Ziele des Forschungsvorhabens sind die Entwicklung und Implementierung eines Bewertungsverfahrens für die deutschen Fließgewässertypen, das den Anforderungen der EG-WRRL an eine biologische Bewertung genügt und auf dem Makrozoobenthos basiert.

Das Vorhaben lässt sich in drei Bearbeitungsphasen gliedern:

Bearbeitungsphase I (04/2002-03/2004): Entwicklung eines modular aufgebauten, gewässertypspezifischen Bewertungsverfahrens.

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 können Informationen zu den Auswirkun-

gen der Stressoren „Organische Verschmutzung“, „Versauerung“ sowie „Allgemeine Degradation“ extrahiert und leitbildbezogen bewertet werden.

Die Anwendung des Systems erfolgt entweder durch die Datenbank ASSESS oder ein PC-Programm, das auf einer in dem EU-Projekt AQEM entwickelten Plattform basiert.

Bearbeitungsphase II (04/2004-12/2004): Erarbeitung von Materialien für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis.

Für die Implementierung der neuen Bewertungsverfahren sowie der parallel entwickelten Freiland- und Labormethoden für die Probenahme wurden die Web-Präsentation [<http://www.fliessgewaesserbewertung.de>], ein methodisches Handbuch sowie Schulungsmaterialien erarbeitet.

Bearbeitungsphase III (01/2005-03/2006): Überarbeitung und Erweiterung der Methoden zur Probenahme und –aufbereitung, des Bewertungsverfahrens und der Materialien (Website, Handbuch, Schulungsmaterialien).

Die aus der praktischen Erprobung des Bewertungsverfahrens durch die Bundesländer gewonnenen Erfahrungen wurden bei der Weiterentwicklung der Probenahmemethoden und des Bewertungsverfahrens berücksichtigt und die Website, das Handbuch und die Schulungsmaterialien entsprechend aktualisiert. Das Bewertungsverfahren erhält den Namen „PERLODES“.

Nachfolgend sind die abschließenden Ergebnisse der drei Bearbeitungsphasen zusammenfassend dargestellt.

0.1.1 „PERLODES“ – das deutsche Bewertungssystem für Fließgewässer auf Grundlage des Makrozoobenthos

Grundlage des Bewertungssystems ist die Typologie der deutschen Fließgewässer nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004).

Für Deutschland werden 24 Fließgewässertypen unterschieden, die für die Bewertung auf Grundlage des Makrozoobenthos in weitere Untertypen unterteilt werden. Insgesamt ergeben sich so 31 (Unter-) Typen (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 1: Kurznamen der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen der BRD
 Bearbeitung: Pottgiesser & Sommerhäuser (2004), verändert (Stand Februar 2006).
 Ökoregion 4: Alpen, Höhe > 800 m; Ökoregion 9 (und 8): Mittelgebirge und Alpenvorland, Höhe ca. 200 – 800 m und höher; u: Ökoregion unabhängige Typen; Ökoregion 14: Norddeutsches Tiefland, Höhe < 200 m; K = Keuper; N = Nord, S = Süd

Typ / Kurzname	Ökoregion	Längszonierung			
		Bach	Kl. Fluss	Gr. Fluss	Strom
Typ 1.1: Bäche der Kalkalpen	4				
Typ 1.2: Kleine Flüsse der Kalkalpen	4				
Typ 2.1: Bäche des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 2.2: Kleine Flüsse des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 3.1: Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 3.2: Kleine Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 6_K: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche (Keuper)	9(8)				
Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	9(8)				
Typ 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	9(8)				
Typ 9.1_K: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse (Keuper)	9(8)				
Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges	9(8)				
Typ 10: Kiesgeprägte Ströme	9(8)				
Typ 11: Organisch geprägte Bäche	u				
Typ 12: Organisch geprägte Flüsse	u				
Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche	14				
Typ 15: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	14				
Typ 15_groß: Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	14				
Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche	14				
Typ 17: Kiesgeprägte Tieflandflüsse	14				
Typ 18: Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	14				
Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	u				
Typ 20: Sandgeprägte Ströme	14				
Typ 21_N: Seeausflussgeprägte Fließgewässer (Nord)	u				
Typ 21_S: Seeausflussgeprägte Fließgewässer (Süd)	u				
Typ 22: Marschengewässer	14				
Typ 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	14				

Aus der Artenliste eines zu bewertenden Gewässers können folgende Informationen extrahiert und leitbildbezogen bewertet werden:

Modul „Saprobie“

Die Bewertung der Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos erfolgt mit Hilfe des gewässertypspezifischen und leitbildbezogenen Saprobienindex nach DIN 38 410 (Friedrich & Herbst 2004).

Dieses Modul wurde im Rahmen des vom Umweltbundesamt geförderten Projektes „Leitbildorientierte biologische Fließgewässerbewertung zur Charakterisierung des Sauerstoffhaushaltes“ entwickelt (Rolaußs et al. 2003) und im Rahmen der Bearbeitungsphase II des vorliegenden Forschungsvorhabens in enger Zusammenarbeit mit dem zuständigen Arbeitskreis der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser und dem Projektbegleitenden Beirat überarbeitet.

Die Ergebnisse des Saprobienindex werden unter Berücksichtigung typspezifischer Klassengrenzen in eine Qualitätsklasse überführt.

Tabelle 2: Grundzustände und Klassengrenzen des typspezifischen Saprobienindex
(Modul „Saprobie“)

K = Keuper

Typ	Grund- zustand	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
1.1	1,05	≤1,20	>1,20-1,80	>1,80-2,55	>2,55-3,25	>3,25
1.2	1,20	≤1,35	>1,35-1,90	>1,90-2,60	>2,60-3,30	>3,30
2.1	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
2.2	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
3.1	1,35	≤1,45	>1,45-2,00	>2,00-2,65	>2,65-3,35	>3,35
3.2	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
4	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
5	1,35	≤1,45	>1,45-2,00	>2,00-2,65	>2,65-3,35	>3,35
5.1	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
6	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
6_K	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
7	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
9	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
9.1	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
9.1_K	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
9.2	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
10	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
11	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
12	1,85	≤2,00	>2,00-2,40	>2,40-2,95	>2,95-3,45	>3,45
14	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
15	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
15_groß	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
16	1,55	≤1,65	>1,65-2,15	>2,15-2,75	>2,75-3,40	>3,40
17	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
18	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
19	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
20	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
21_Nord	1,95	≤2,05	>2,05-2,45	>2,45-2,95	>2,95-3,50	>3,50
21_Süd	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
22	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
23	2,00	≤2,10	>2,10-2,50	>2,50-3,00	>3,00-3,50	>3,50

Modul „Allgemeine Degradation“

Dieses Modul spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe) wider, wobei in den meisten Fällen die Beeinträchtigung der Gewässermorphologie den wichtigsten Stressor darstellt.

Das Modul ist als Multimetrischer Index aus Einzelindices, so genannten „Core Metrics“, aufgebaut, die nach folgenden Kriterien ausgewählt wurden:

- So viele Indices wie nötig, um ein robustes Ergebnis zu erhalten und eine einfache Interpretation der Daten zu ermöglichen, aber so wenige wie möglich, um die Komplexität für den Anwender gering zu halten;
- Gewässertypspezifische Abweichungen der Bewertungsverfahren sind zwar notwendig, die Ansätze entsprechen sich aber durch die Verwendung ähnlicher Sets von Metrics soweit wie möglich;
- Abdeckung der Kriterien der EG-WRRL („Zusammensetzung und Abundanz der wirbellosen Taxa“, „Anteil störungsempfindlicher Taxa“, „Anteil robuster Taxa“, „Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa“);
- Gute Vermittelbarkeit und hohe Akzeptanz bei den Anwendern.

Die Ergebnisse der typ(gruppen)spezifischen Einzelindices werden zu einem Multimetrischen Index verrechnet und dieser wird abschließend in eine Qualitätsklasse von „sehr gut“ bis „schlecht“ überführt.

Bei 30 der 31 deutschen Fließgewässertypen (inkl. Untertypen) kann die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ mit Hilfe eines Multimetrischen Index vorgenommen werden, der sich, in Abhängigkeit vom Gewässertyp, aus einer bestimmten Anzahl an Einzelindices zusammensetzt.

Die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ ergibt sich wie folgt:

- Berechnung der Core Metric-Ergebnisse
- Umwandlung der einzelnen Ergebnisse in einen Wert zwischen 0 und 1 unter Zuhilfenahme folgender Formel:

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

Die oberen und unteren Ankerpunkte eines Metrics entsprechen den Werten 1 (Referenzzustand) und 0 (schlechtester theoretisch auftretender Zustand); Metric-Ergebnisse, die über dem oberen oder unter dem unteren Ankerpunkt liegen werden gleich 1 bzw. 0 gesetzt. Die Ankerpunkte wurden für jeden Metric und jeden Gewässertyp gesondert ermittelt und stehen neben der Auswahl der Core Metrics für die typspezifische Komponente des Verfahrens.

- Der Multimetrische Index wird durch gewichtete Mittelwertbildung aus den Werten der [0;1]-Intervalle der Einzelmetrics berechnet; gewichtet, weil der Fauna-Index des jeweiligen Typs bzw. der LTI bei Typ 21 mit 50 % gewichtet wird.
Ausnahmen stellen die regionalen Untertypen 6_K und 9.1_K sowie der Typ 23 dar; hier wird der Multimetrische Index durch einfache Mittelwertbildung berechnet, da ein Fauna-Index noch fehlt.
- Das Ergebnis des Multimetrischen Index wird für jeden Gewässertyp auf dieselbe Art in die Qualitätsklasse überführt:
sehr gut: > 0,8
gut: > 0,6-0,8
mäßig: > 0,4-0,6
unbefriedigend: > 0,2-0,4
schlecht: ≤ 0,2
- Ausnahmen stellen die Gewässertypen 10 und 20 dar. Bei der Gewässertypengruppe der Ströme wird das Ergebnis des Metrics „Potamon-Typie-Index (Häufigkeitsklassen)“ direkt in eine Qualitätsklasse überführt.

Die Tabelle 3ff gibt die Core Metrics und Ankerpunkte wieder, die zur Bewertung der einzelnen Fließgewässertypen herangezogen werden.

Es ist zu beachten, dass die nachfolgend beschriebene Zusammensetzung des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Core Metrics und Ankerpunkte) für die (Unter)Typen 6_K, 9.1_K, 15_groß, 19, 21_Nord und 21_Süd noch als vorläufig anzusehen ist. Hier ist in 2006 eine Überarbeitung des Multimetrischen Index geplant, die sich im Wesentlichen auf die Entwicklung ((Unter)Typen 6_K, 9.1_K, 19) bzw. Weiterentwicklung (Typ 15_groß) des typspezifischen Fauna-Index bezieht.

Tabelle 3: Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 1-4 (Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes)

AP = Ankerpunkt, o = oben, u = unten; Metric-Typen: Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = Funktionale Metrics; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; # = Anzahl

Metric-Typ	Metric-Name	AP	1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	4
Z/A	EPT-Taxa [%] (HK)	o	≥ 80,0	≥ 75,0	≥ 70,0	≥ 65,0	≥ 75,0	≥ 70,0	≥ 70,0
		u	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 10,0	≤ 10,0	≤ 15,0	≤ 15,0	≤ 15,0
T	Fauna-Index	o	≥ 1,7	≥ 1,0	≥ 1,3	≥ 1,0	≥ 1,2	≥ 0,7	≥ 0,7
		u	≤ 0,0	≤ -1,7	≤ -1,0	≤ -1,8	≤ -1,5	≤ -1,5	≤ -1,8
V/D	# EPTCBO	o			≥ 30	≥ 35	≥ 35	≥ 35	≥ 25
		u			≤ 3	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 5
F	Rheoindex (HK)	o	≥ 1	≥ 0,9	≥ 0,9	≥ 0,8	≥ 0,9	≥ 0,8	≥ 0,8
		u	≤ 0,6	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,4	≤ 0,5	≤ 0,4	≤ 0,35

Tabelle 4: Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 5-7 sowie des regionalen Untertyps 6_K (Mittelgebirgsbäche)

AP = Ankerpunkt, o = oben, u = unten; Metric-Typen: Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = Funktionale Metrics; Ind. = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; # = Anzahl; * = eingestufte Taxa = 100 %

Metric-Typ	Metric-Name	AP	5	5.1	6	7	6_K
Z/A	EPT-Taxa [%] (HK)	o	≥ 70,0	≥ 70,0	≥ 65,0	≥ 65,0	≥ 60,0
		u	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 15,0
T	Fauna-Index	o	≥ 1,55	≥ 1,45	≥ 1,40	≥ 1,30	
		u	≤ -1,10	≤ -1,10	≤ -1,10	≤ -1,10	
V/D	# Trichoptera	o					≥ 10
		u					≤ 2
F	Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.)*	o			≥ 25,0	≥ 25,0	
		u			≤ 5,0	≤ 5,0	
F	Hyporhithral-Besiedler [%] (Ind.)*	o	≤ 8,00				
		u	≥ 28,0				
F	Rheoindex (HK)	o	1,00	1,00	1,00	1,00	
		u	≤ 0,60	≤ 0,45	≤ 0,45	≤ 0,55	

Tabelle 5: Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 9-9.2 inkl. des regionalen Untertyps 9.1_K (Mittelgebirgsflüsse) sowie der Typen 19 und 21 (Ökoregion unabhängige Typen) und 23 (Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse)

AP = Ankerpunkt, o = oben, u = unten; Metric-Typen: Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = Funktionale Metrics; Ind. = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; # = Anzahl; * = eingestufte Taxa = 100 %

Metric-Typ	Metric-Name	AP	9	9.1	9.2	9.1_K	19	21	23
Z/A	EPT-Taxa [%] (HK)	o	≥ 70,0	≥ 60,0	≥ 55,0	≥ 50,0	≥ 40,0	≥ 55,0	≥ 15,0
		u	≤ 35,0	≤ 20,0	≤ 25,0	≤ 10,0	≤ 5,0	≤ 7,0	0,0
T	Fauna-Index	o	≥ 1,20	≥ 1,00	≥ 0,90		≥ 0,60		
		u	≤ -0,50	≤ -0,60	≤ -0,60		≤ -0,60		
T	LTI_quantitativ	o						≤ 2,0	
		u						≥ 4,0	
T	Oligosaprobe [%] (HK)	o							≥ 15,0
		u							0,0
V/D	# EPTCBO	o	≥ 38	≥ 30	≥ 25				
		u	≤ 10	≤ 5	≤ 5				
V/D	# Trichoptera	o				≥ 12	≥ 6		
		u				0	0		
F	Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.)*	o	≥ 35,0		≥ 25,0				
		u	≤ 10,0		≤ 5,0				
F	Epipotamal-Besiedler [%] (Ind.)*	o							≤ 10,0
		u							≥ 21,0
F	Metapotamal-Besiedler [%] (Ind.)*	o							≤ 10,0
		u							≥ 25,0
F	Phytal-Besiedler [%] (Ind.)*	o						≤ 15,0	
		u						≥ 40,0	
F	Pelal-Besiedler [%] (Ind.)*	o							≥ 25,0
		u							0,0

Tabelle 6: Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 14-18 (Bäche und Flüsse im Tiefland) sowie 11 und 12 (Organisch geprägte Bäche und Flüsse)

AP = Ankerpunkt, o = oben, u = unten; Metric-Typen: Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = Funktionale Metrics; Ind. = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; # = Anzahl; * = eingestufte Taxa = 100 %

Metric-Typ	Metric-Name	AP	14	15	15_g	16	17	18	11	12
Z/A	EPT-Taxa [%] (HK)	o	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 50,0	≥ 50,0
		u	≤ 15,0	≤ 15,0	≤ 10,0	≤ 20,0	≤ 15,0	≤ 15,0	≤ 5,0	0,0
T	Fauna-Index	o	≥ 1,30	≥ 1,20	≥ 1,20	≥ 1,80	≥ 1,10	≥ 1,30	≥ 1,10	≥ 0,70
		u	≤ -1,00	≤ -0,40	≤ -1,30	≤ -0,20	≤ -0,10	≤ -1,00	≤ -0,70	≤ -0,80
V/D	# Trichoptera	o	≥ 10	≥ 12	≥ 10	≥ 10	≥ 12	≥ 10	≥ 9	≥ 7
		u	≤ 2	0	0	≤ 2	0	≤ 2	0	0
F	Litoral-Besiedler [%] (Ind.)*	o	≤ 2,0	≤ 4,0	≤ 10,0	≤ 2,0	≤ 4,0	≤ 2,0		
		u	≥ 28,0	≥ 25,0	≥ 35,0	≥ 20,0	≥ 30,0	≥ 28,0		
F	Pelal-Besiedler [%] (Ind.)*	o		≤ 4,0		≤ 1,0				
		u		≥ 25,0		≥ 20,0				

Modul „Versauerung“

Bei den Gewässertypen, die von Versauerung betroffen sind (Typ 5 Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche, Typ 5.1 Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche), wird mit Hilfe dieses Moduls die typspezifische Bewertung des Säurezustandes vorgenommen. Die Berechnung basiert auf den Säurezustandsklassen nach Braukmann & Biss (2004) und mündet in einer fünfstufigen Einteilung der Säureklassen. Sofern die Gewässer nicht natürlicherweise sauer sind, entspricht die Säureklasse 1 der Qualitätsklasse „sehr gut“, die Säureklasse 2 der Klasse „gut“, die Säureklasse 3 der Klasse „mäßig“, die Säureklasse 4 der Klasse „unbefriedigend“ und die Säureklasse 5 der Klasse „schlecht“.

Verrechnung der Module

Mit Hilfe des deutschen Bewertungssystems „PERLODES“ kann die Ökologische Zustandsklasse für 30 der 31 Fließgewässertypen (inkl. Untertypen) ermittelt werden. Die Bewertungsverfahren für die einzelnen Typen beruhen auf dem gleichen Prinzip, können sich jedoch durch die jeweils verwendeten Kenngrößen und die der Bewertung zu Grunde liegenden Referenzzustände unterscheiden.

„PERLODES“ integriert durch seinen modularen Aufbau den Einfluss verschiedener Stressoren in die Bewertung der ökologischen Qualität eines Fließgewässerabschnitts.

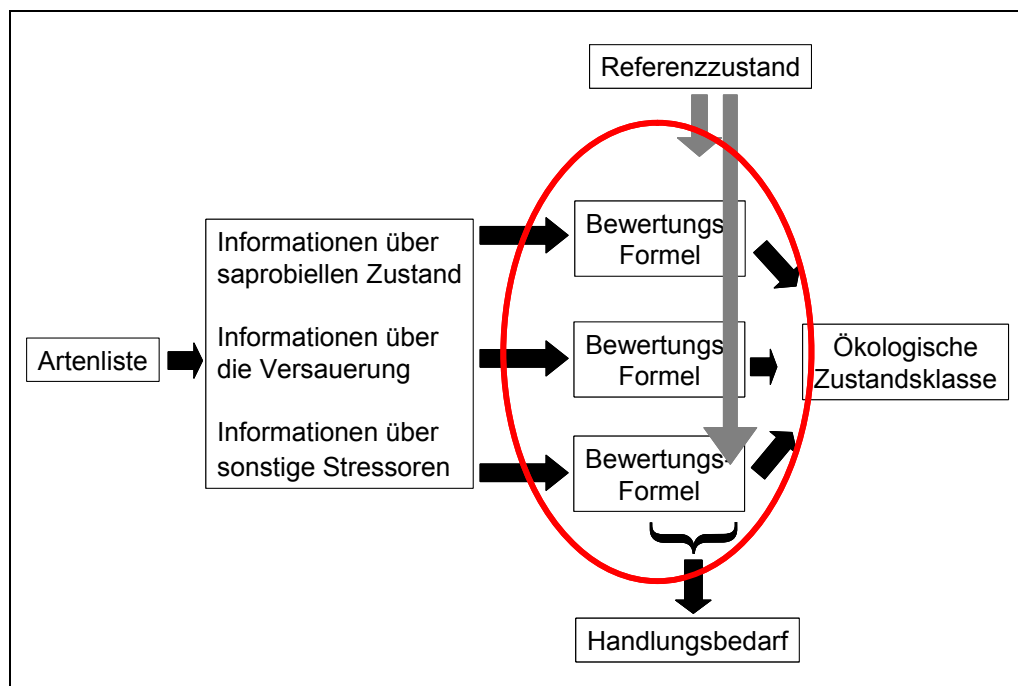


Abbildung 1: Schematische Ablauf der stressorenbezogenen Bewertung von Fließgewässern mittels Makrozoobenthos

Der modulartige Aufbau des Bewertungssystems ermöglicht die Ausgabe von Ergebnissen auf verschiedenen Ebenen.

Ebene 1:	Ökologische Zustandsklasse
Ebene 2:	Ursachen der Degradation (organische Verschmutzung, Versauerung, allgemeine Degradation)
Ebene 3:	Ergebnisse der einzelnen Metrics (Interpretationsmöglichkeit)
Ebene 4:	Ergebnisse aller Metrics, auch der, die nicht für den Multimetrischen Index verwendet wurden

Abbildung 2: Der „Output“ des Bewertungssystems ist in verschiedene Ebenen gegliedert. Die Ebenen 1 und 2 dienen zur Bewertung, die Ebenen 3 und 4 zur Interpretation

Die abschließende Ökologische Zustandsklasse ergibt sich aus den Qualitätsklassen der Einzelmodule: im Fall einer „sehr guten“ oder „guten“ Qualitätsklasse des Moduls „Saprobie“ bestimmt das Modul mit der schlechtesten Einstufung das Bewertungsergebnis (Prinzip des „worst case“), da in diesen Fällen die Module „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“ unabhängige Bewertungsergebnisse liefern.

Im Fall einer „mäßigen“, „unbefriedigenden“ oder „schlechten“ saprobiellen Qualitätsklasse kann die Saprobie das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ stark beeinflussen und zu unplausiblen Ergebnissen führen; in begründeten Fällen ist daher eine Korrektur des Moduls „Allgemeine Degradation“ auf Grund von Zusatzkriterien möglich. Die Gesamtbewertung wird daran anschließend durch das Modul mit der schlechtesten Qualitätsklasse bestimmt.¹

Das Modul „Versauerung“ liefert von der Saprobie unabhängige Ergebnisse und geht daher immer nach dem Prinzip des „worst case“ in die Gesamtbewertung ein.

Die Ergebnisse werden durch das PC-Programm „ASTERICS“ anwendbar gemacht, das auf einer Software-Plattform basiert, die in dem EU-Projekt AQEM entwickelt wurde. Diese Software ist kostenlos im Internet verfügbar. Alternativ steht das Datenbank-Programm ASSESS zur Berechnung zur Verfügung.

¹ Der hier dargestellten Verrechnung der Module „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“ haben mit Ausnahme von Bayern, vertreten durch Herrn Dr. Folker Fischer, das generell eine Mittelwertbildung zwischen den beiden Modulen favorisiert, alle im Projektbegleitenden Beirat vertretenen Bundesländer zugestimmt.

0.1.2 Materialien für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis

Der zweite inhaltliche Schwerpunkt des Forschungsvorhabens liegt in der Erarbeitung von Materialien für die Implementierung des Bewertungssystems „PERLODES“ sowie der in einem parallel laufenden Forschungsvorhaben der LAWA² entwickelten und in Bearbeitungsphase III des vorliegenden Forschungsvorhabens weiterentwickelten Freiland- und Laborprobenahmemethoden in die wasserwirtschaftliche Praxis. Die Materialien umfassen die Web-Präsentation [<http://www.fliessgewaesserbewertung.de>], das „Methodische Handbuch Fließgewässerbewertung“ sowie Schulungsmaterialien.

Die Web-Präsentation [<http://www.fliessgewaesserbewertung.de>]

Die Website [fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de) ist ein Informations- und Diskussionsportal, das einen Überblick über den aktuellen Stand der Fließgewässerbewertung auf der Grundlage des Makrozoobenthos einschließlich der Bewertungssoftware gibt. Als Grundlage dienen die Ergebnisse und Produkte der vom UBA und der LAWA in den vergangenen Jahren geförderten Forschungsvorhaben. Die Website enthält die zentralen Menüpunkte „Gewässerbewertung“, „Download“ und „Forschung“ sowie ein Diskussionsforum, in dem Fragen, Anregung und Kritik der Nutzer gebündelt werden können.

Das „Methodische Handbuch Fließgewässerbewertung“

Das Handbuch ist für die Anwendung in der Praxis konzipiert und fasst die wesentlichen Ergebnisse und Folgerungen aus den Forschungsprojekten zusammen. Es beschreibt die Bewertung eines Fließgewässerabschnitts mit den standardisierten Methoden zur Aufsammlung, Aufbereitung und Auswertung von Makrozoobenthosproben.

² „Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern“ (O 4.02) (Haase & Sundermann 2004)

Das Handbuch ist in die folgenden Abschnitte unterteilt:

I. Einführung

- Das Methodische Handbuch – Anlass und Zielsetzung
- Kurzfassung des Ablaufs

II. Vorarbeiten zur Probenahme

- Auswahl der Probestelle
- Zuweisung des Gewässertyps und Wahl des Probenahmezeitpunktes

III. Probenahme im Freiland

- Anwendungsbereich der Methode
- Technische Ausstattung für die Probenahme
- Kartierung der Habitate und Festlegung der Teilproben
- Probenahme an durchwatbaren und teilweise durchwatbaren Gewässern
- Probenahme an nicht begehbaren und/oder dauertrüben Gewässern
- Quantifizierung koloniebildender Taxa
- Optionaler Schritt: Aufarbeitung der Benthosprobe im Gelände zur Reduzierung des Probenvolumens
- Aussuchen der Einzelexemplare
- Konservierung und Lagerung der Proben

IV. Probenbehandlung im Labor

- Technische Ausstattung
- Entnahme der Unterprobe
- Abtrennen der Grobfraktion im Labor
- Sortieren der Unterprobe

V. Alternatives Lebendsortierverfahren für das Freiland

- Technische Ausstattung
- Optionaler Schritt: Entnahme der Unterprobe
- Sortierung der Probe
- Entnahme von Organismen

VI. Probenahmetechnik zur Beprobung der Fließgewässertypen 10 und 20 (Bundeswasserstraßen) (aus Schöll et al. 2005)

- Festlegung der Untersuchungs-bereiche
- Standortwahl
- Untersuchungshäufigkeit
- Stichprobenzahl und Probenfläche
- Entnahmetechnik
- Aufarbeitung des biologischen Materials

VII. Bestimmung der Organismen

- Materialliste
- Bestimmung der Organismen
- Anwendung der Operationellen Taxaliste
- Erstellen der Taxalisten

VIII. Dateneingabe und Berechnung

- Dateneingabe
- Berechnung

IX. Interpretation der Ergebnisse

- Interpretation der Ergebnisse zweier Gewässerabschnitte im Tiefland
- Interpretation der Ergebnisse zweier Gewässerabschnitte im Mittelgebirge

X. Hinweise auf weiterführende Informationen

XI. Literatur

Schulungsmaterialien

Die Schulungsmaterialien geben einen Überblick zum Ablauf der Bewertung von der Probestellenauswahl über die Probenahme bis hin zur Dateninterpretation. Die in Form einer Powerpoint-Präsentation zusammengestellten Materialien dienen dazu, Schulungen visuell zu unterstützen und zu gewährleisten, dass die Vermittlung der Inhalte und damit die spätere Anwendung der Methoden vergleichbar ist. Aufgrund ihrer praktischen Ausrichtung haben die Materialien einen anderen Schwerpunkt als das „Methodische Handbuch Fließgewässerbewertung“, an dem sie sich inhaltlich jedoch eng orientieren. Die Präsentation gliedert sich in die Themenblöcke „Vorarbeiten“, „Besammlung“, „Sortierung“, „Bestimmung“, „Berechnung“ und „Interpretation“.

0.2 Abstract

The EU Water Framework Directive demands for an integrated biological assessment of surface water bodies. The assessment shall be based on “Biological Quality Elements”, be performed by comparing the observed status with type specific reference conditions and shall reflect the impact of various stressors. The direct measurement of hydromorphological, hydrological and physico-chemical parameters is supplementary. Thus, the Water Framework Directive demands for entirely new assessment systems.

Due to the applied approach of the Water Framework Directive, which demands for achieving a „good ecological status“ and „good chemical status“ by 2015, the assessment methods should also be capable of identifying the cause of degradation and guiding restoration measures. This leads to a stressor specific approach, which is capable of discriminating between the impact of individual perturbations: the results of different modules, aiming e.g. at assessing the impact of pollution or hydromorphological degradation, are enabling a cost-effective planning of restoration measures.

The project aimed at the development and implementation of an assessment system for stream in Germany fulfilling the demands of the EU Water Framework Directive and based on benthic invertebrates.

The project was broken down into three phases:

- Phase I (04/2002-03/2004): Development of a modular, type-specific assessment system;
- Phase II (04/2004-12/2004): Tools for transferring the assessment system into applied water management;
- Phase III (01/2005-03/2006): Revision of the field and lab methods for benthic invertebrate samples, the assessment and calculation methods and the supporting documents (website, manual, training documents).

In the following, the main results of the individual project phases are briefly described.

0.2.1 “PERLODES” – the German river assessment system for benthic invertebrates

The system utilizes the German stream typology (Sommerhäuser & Pottgiesser 2004). The German river typology comprises 24 types of streams and rivers, some of which are subdivided into subtypes for the purposes of assessment with invertebrates (altogether 31 sub-types).

Table 7: Short names of the biocoenotically relevant stream types for Germany. Authors: Pottgiesser & Sommerhäuser (2004), adapted (version of February 2006). **Ecoregion 4:** Alps, altitude > 800 m; **Ecoregion 9 (and 8):** Central Mountains and Western Mountains, altitude approx. 200 – 800 m; **u:** types occurring in different ecoregions; **Ecoregion 14:** Central Lowlands, altitude < 200 m; **K:** upper Triassic rock; **N:** Northern Germany, **S:** Southern Germany

Typ / Short name	Ecoregion	longitudinal zonation			
		small streams	mid-sized streams	large streams	very large streams
Typ 1.1: Small rivers of the Calcareous Alps	4				
Typ 1.2: Mid-sized rivers of the Calcareous Alps	4				
Typ 2.1: Small rivers in the alpine foothills	9(8)				
Typ 2.2: Mid-sized rivers in the alpine foothills	9(8)				
Typ 3.1: Small rivers in the Pleistocene sediments of the alpine foothills	9(8)				
Typ 3.2: Mid-sized rivers in the Pleistocene sediments of the alpine foothills	9(8)				
Typ 4: Large rivers in the alpine foothills	9(8)				
Typ 5: Small coarse substrate-dominated siliceous highland rivers	9(8)				
Typ 5.1: Small fine substrate-dominated siliceous highland rivers	9(8)				
Typ 6: Small fine substrate-dominated calcareous highland rivers	9(8)				
Typ 6_K: Small fine substrate-dominated calcareous highland rivers (upper Triassic rock)	9(8)				
Typ 7: Small coarse substrate-dominated calcareous highland rivers	9(8)				
Typ 9: Mid-sized fine to coarse substrate-dominated calcareous highland rivers	9(8)				
Typ 9.1: Mid-sized fine to coarse substrate-dominated siliceous highland rivers	9(8)				
Typ 9.1_K: Mid-sized fine to coarse substrate-dominated siliceous highland rivers (upper Triassic rock)	9(8)				
Typ 9.2: Large highland rivers	9(8)				
Typ 10: Very large gravel-dominated rivers	9(8)				
Typ 11: Small organic substrate-dominated rivers	u				
Typ 12: Mid-sized and large organic substrate-dominated rivers	u				
Typ 14: Small sand-dominated lowland rivers	14				

Typ / Short name	Ecoregion	longitudinal zonation			
		small streams	mid-sized streams	large streams	very large streams
Typ 15: Mid-sized sand and loam-dominated lowland rivers	14				
Typ 15_groß: Large sand and loam-dominated lowland rivers	14				
Typ 16: Small gravel-dominated lowland rivers	14				
Typ 17: Mid-sized and large gravel-dominated lowland rivers	14				
Typ 18: Small loess and loam-dominated lowland rivers	14				
Typ 19: Small streams in riverine floodplains	u				
Typ 20: Very large sand-dominated rivers	14				
Typ 21_N: Lake outflows (Northern Germany)	u				
Typ 21_S: Lake outflows (Southern Germany)	u				
Typ 22: Marshland streams of the coastal plains	14				
Typ 23: Backwater and brackish water influenced Baltic Sea tributaries	14				

From a taxa list of a river to be assessed the following information are extracted:

Module “Organic pollution”

The impact of organic pollution is evaluated with the German Saprobic Index (DIN 38 410, revised version), which is compared to a stream type-specific reference value. This module has been developed in the project “Biological stream assessment for characterising the oxygen content based on stream type-specific reference conditions”, which was funded by the German Environment Agency (Rolauffs et al. 2003). Using stream type-specific class boundaries, the Saprobic Index is transferred into quality classes.

The impact of organic pollution is assessed with the German Saprobic Index according to DIN 38 410 (Friedrich & Herbst 2004) applying stream type-specific reference values. This assessment modul has been developed in the project “Biological stream assessment for characterising the oxygen content based on stream type-specific reference conditions”, funded by the German Federal Environment Agency (Rolauffs et al. 2004) and has been improved in phase II of this project in cooperation with the project’s Steering Group. The results of the stream type-specific Saprobic Index are transferred into quality classes by applying stream type-specific boundaries.

Table 8: Saprobic reference conditions and boundaries of quality classes for the stream type-specific Saprobic Index (Module „Organic Pollution“).

K = upper Triassic rock

Typ	Grund-zustand	high	good	moderate	poor	bad
1.1	1,05	≤1,20	>1,20-1,80	>1,80-2,55	>2,55-3,25	>3,25
1.2	1,20	≤1,35	>1,35-1,90	>1,90-2,60	>2,60-3,30	>3,30
2.1	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
2.2	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
3.1	1,35	≤1,45	>1,45-2,00	>2,00-2,65	>2,65-3,35	>3,35
3.2	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
4	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
5	1,35	≤1,45	>1,45-2,00	>2,00-2,65	>2,65-3,35	>3,35
5.1	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
6	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
6_K	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
7	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
9	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
9.1	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
9.1_K	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
9.2	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
10	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
11	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
12	1,85	≤2,00	>2,00-2,40	>2,40-2,95	>2,95-3,45	>3,45
14	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
15	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
15_large	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
16	1,55	≤1,65	>1,65-2,15	>2,15-2,75	>2,75-3,40	>3,40
17	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
18	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
19	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
20	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
21_North	1,95	≤2,05	>2,05-2,45	>2,45-2,95	>2,95-3,50	>3,50
21_South	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
22	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
23	2,00	≤2,10	>2,10-2,50	>2,50-3,00	>3,00-3,50	>3,50

Module “General degradation”

This module reflects the impact of various stressors, such as hydromorphological degradation, stagnation, residual flow, land use in the catchment, pesticides, hormon-equivalent substances; however, usually hydromorphological degradation is most important.

General degradation is assessed with a Multimetric Index, which is composed of so-called “core metrics“. The core metrics have been selected based on the following principles:

- As many metrics as necessary to attain a robust result and to enable a profound data interpretation; as few metrics as possible to guarantee simple applicability.
- Stream type-specific deviations are necessary; however, the approaches for the individual stream types should be as similar as possible.
- All assessment criteria of the Water Framework Directive should be covered: composition and abundance; share of tolerant taxa; degree of diversity.
- User friendly metrics, which are easy to understand, are preferred.

The results of the individual metrics are combined to a Multimetric Index, which is eventually transformed into a quality class ranging from “high” to “bad“. Multimetric Indices have been defined for 30 out of 31 river (sub) types in Germany. The number of metrics differs slightly between individual river types.

The Quality Cass resulting from this module is calculated by the following steps:

- Calculation of the metric-results
- Transfer of each result into a value between 0 and 1, using the following formula:

$$\text{Value} = \frac{\text{Metric_result} - \text{Lower_Anchor}}{\text{Upper_Anchor} - \text{Lower_Anchor}}$$

The Upper and Lower Anchors of a metric are coherent to the values 1 (reference condition) and 0 (worst attainable condition); results above 1 and below 0 are set as 1 and 0, respectively. Upper and Lower Anchors have been defined separately for

each metric and for each stream type and are, thus, an integral part of the stream type-specific approach.

- The Multimetric Index is calculated as the mean of the [0;1] scored values of all core metrics.
- The Multimetric Index is calculated as the weighted mean of the scores of individual metrics. The metric "Fauna Index" (LTI in case of Type 21) always accounts for 50% of the final result. Exceptions are the subtypes 6_K and 9.1_K and type 23, for which the Multimetric Index is calculated as the average of all contributing metrics, since no Fauna Index has yet been defined.
- The result of the Multimetric Index is always transferred into a quality class by:
high: > 0.8
good: > 0.6-0.8
moderate: > 0.4-0.6
poor: > 0.2-0.4.
bad: <= 0.2
- Exceptions are the stream types 10 and 20. For the stream type group „large rivers“ only one metric (Potamon Typie Index, PTI) is used, which is directly transferred into a Quality Class.

Core metrics, Upper and Lower Anchors are given for all stream types in Tables 9ff. In case of (sub)types 6_K, 9.1_K, 15_large, 19, 21_north and 21_south the assessment system is regarded as preliminary, since Fauna Indices for these (sub)types will be developed or improved in 2006.

Table 9: Core Metrics and Upper and Lower Anchors of stream types 1-4 (streams in the Alps and the alpine foothills)

AP = Anchor, o = upper (Anchor), u = lower (Anchor); Metric-groups: Z/A = Composition/abundance metrics, T = Sensitivity/tolerance metrics, V/D = Richness/diversity metrics, F = Functional metrics; abd = calculated with abundance classes; # = number of

Metric-group	Metric-name	AP	1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	4
Z/A	EPT taxa [%] (abd)	o	≥ 80,0	≥ 75,0	≥ 70,0	≥ 65,0	≥ 75,0	≥ 70,0	≥ 70,0
		u	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 10,0	≤ 10,0	≤ 15,0	≤ 15,0	≤ 15,0
T	Fauna Index	o	≥ 1,7	≥ 1,0	≥ 1,3	≥ 1,0	≥ 1,2	≥ 0,7	≥ 0,7
		u	≤ 0,0	≤ -1,7	≤ -1,0	≤ -1,8	≤ -1,5	≤ -1,5	≤ -1,8
V/D	# EPTCBO	o			≥ 30	≥ 35	≥ 35	≥ 35	≥ 25
		u			≤ 3	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 5
F	Rheoindex (abd)	o	≥ 1	≥ 0,9	≥ 0,9	≥ 0,8	≥ 0,9	≥ 0,8	≥ 0,8
		u	≤ 0,6	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,4	≤ 0,5	≤ 0,4	≤ 0,35

Table 10: Core Metrics and Upper and Lower Anchors of stream types 5-7 and subtype 6_K (small streams in central highlands)

AP = Anchor, o = upper (Anchor), u = lower (Anchor); Metric-groups: Z/A = Composition/abundance metrics, T = Sensitivity/tolerance metrics, V/D = Richness/diversity metrics, F = Functional metrics; ind = calculated with individual numbers; abd = calculated with abundance classes; # = number of; * = scored taxa = 100 %

Metric-group	Metric-name	AP	5	5.1	6	7	6_K
Z/A	EPT taxa [%] (abd)	o	≥ 70,0	≥ 70,0	≥ 65,0	≥ 65,0	≥ 60,0
		u	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 15,0
T	Fauna Index	o	≥ 1,55	≥ 1,45	≥ 1,40	≥ 1,30	
		u	≤ -1,10	≤ -1,10	≤ -1,10	≤ -1,10	
V/D	# Trichoptera	o					≥ 10
		u					≤ 2
F	Epirhithral [%]* (ind)	o			≥ 25,0	≥ 25,0	
		u			≤ 5,0	≤ 5,0	
F	Hyporhithral [%]* (ind)	o	≤ 8,00				
		u	≥ 28,0				
F	Rheoindex (abd)	o	1,00	1,00	1,00	1,00	
		u	≤ 0,60	≤ 0,45	≤ 0,45	≤ 0,55	

Table 11: Core Metrics and Upper and Lower Anchors of stream types 9-9.2 including subtype 9.1_K (mid-sized and large streams in the central highlands), stream types 19 and 21 (Ecoregion independent stream types) and stream type 23 (Backwater and brackish water influenced Baltic Sea tributaries)

AP = Anchor, o = upper (Anchor), u = lower (Anchor); Metric-groups: Z/A = Composition/abundance metrics, T = Sensitivity/tolerance metrics, V/D = Richness/diversity metrics, F = Functional metrics; ind = calculated with individual numbers; abd = calculated with abundance classes; # = number of; * = scored taxa = 100 %

Metric-group	Metric-name	AP	9	9.1	9.2	9.1_K	19	21	23
Z/A	EPT taxa [%] (abd)	o	≥ 70,0	≥ 60,0	≥ 55,0	≥ 50,0	≥ 40,0	≥ 55,0	≥ 15,0
		u	≤ 35,0	≤ 20,0	≤ 25,0	≤ 10,0	≤ 5,0	≤ 7,0	0,0
T	Fauna Index	o	≥ 1,20	≥ 1,00	≥ 0,90		≥ 0,60		
		u	≤ -0,50	≤ -0,60	≤ -0,60		≤ -0,60		
T	LTI_quantitative	o						≤ 2,0	
		u						≥ 4,0	
T	oligosaprobic taxa [%]* (abd)	o							≥ 15,0
		u							0,0
V/D	# EPTCBO	o	≥ 38	≥ 30	≥ 25				
		u	≤ 10	≤ 5	≤ 5				
V/D	# Trichoptera	o				≥ 12	≥ 6		
		u				0	0		
F	Metarhithral [%]* (ind)	o	≥ 35,0		≥ 25,0				
		u	≤ 10,0		≤ 5,0				
F	Epipotamal [%]* (ind)	o							≤ 10,0
		u							≥ 21,0
F	Metapotamal [%]* (ind)	o							≤ 10,0
		u							≥ 25,0
F	Phytal [%]* (ind)	o						≤ 15,0	
		u						≥ 40,0	
F	Pelal [%]* (ind)	o							≥ 25,0
		u							0,0

Table 12: Core Metrics and Upper and Lower Anchors of stream types 14-18 (small and mid-sized streams in the central plains) and stream types 11 and 12 (small, mid-sized and large organic substrate-dominated streams)

AP = Anchor, o = upper (Anchor), u = lower (Anchor); Metric-groups: Z/A = Composition/abundance metrics, T = Sensitivity/tolerance metrics, V/D = Richness/diversity metrics, F = Functional metrics; ind = calculated with individual numbers; abd = calculated with abundance classes; # = number of; * = scored taxa = 100 %

Metric-group	Metric-name	AP	14	15	15_g	16	17	18	11	12
Z/A	EPT taxa [%] (abd)	o	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 50,0	≥ 50,0
		u	≤ 15,0	≤ 15,0	≤ 10,0	≤ 20,0	≤ 15,0	≤ 15,0	≤ 5,0	0,0
T	Fauna Index	o	≥ 1,30	≥ 1,20	≥ 1,20	≥ 1,80	≥ 1,10	≥ 1,30	≥ 1,10	≥ 0,70
		u	≤ -1,00	≤ -0,40	≤ -1,30	≤ -0,20	≤ -0,10	≤ -1,00	≤ -0,70	≤ -0,80
V/D	# Trichoptera	o	≥ 10	≥ 12	≥ 10	≥ 10	≥ 12	≥ 10	≥ 9	≥ 7
		u	≤ 2	0	0	≤ 2	0	≤ 2	0	0
F	Litoral [%]* (ind)	o	≤ 2,0	≤ 4,0	≤ 10,0	≤ 2,0	≤ 4,0	≤ 2,0		
		u	≥ 28,0	≥ 25,0	≥ 35,0	≥ 20,0	≥ 30,0	≥ 28,0		
F	Pelal [%]* (ind)	o		≤ 4,0		≤ 1,0				
		u		≥ 25,0		≥ 20,0				

Module “Acidification”

The module acidification is restricted to those stream types impacted by acidification (types 5 and 5.1). The assessment results in one out of five Acid Classes according to Braukmann & Biss (2004). Acid Class 1 is coherent to Quality Class “high”, Acid Class 2 is coherent to Quality Class “good”, etc. The module is only applicable to streams, which are not naturally acidic.

Combination of modules to an overall quality class

30 out of 31 rivers (sub)types in Germany can be assessed with the system PERLODES. Calculation methods are always following the same principle, but differences may occur in the metrics applied and the reference values. Due to its modular structure, PERLODES integrates the impact of different stressors on the benthic invertebrate community.

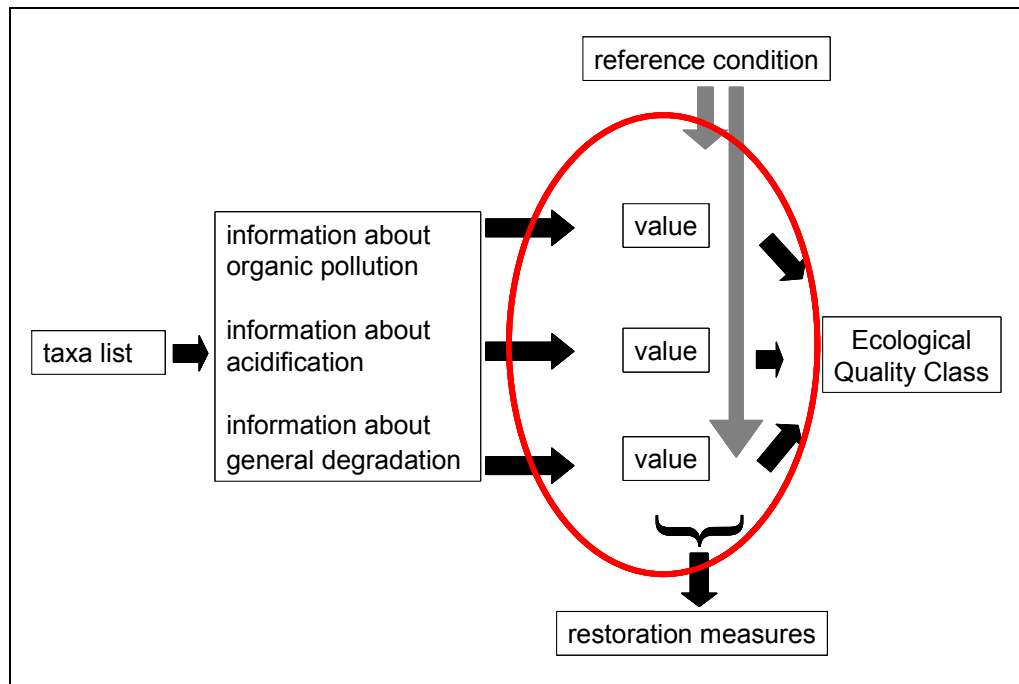


Figure 3: Scheme of stressor-specific river assessment with benthic invertebrates.

The modular structure enables the output of assessment results on different levels:

Level 1:	Ecological Quality Class
Level 2:	Causes of degradation (organic pollution, acidification, general degradation)
Level 3:	Results of the Core Metrics (useful for data interpretation purposes)
Level 4:	Results of all metrics, including those, which have not been used for the Multimetric Index

Figure 4: The output of the assessment system is composed of levels 1 and 2 (mainly used for assessment purposes) and levels 3 and 4 (mainly used for data interpretation.)

The ecological quality class is calculated from the results of the individual modules. If the module “organic pollution” gives a “high” or “good” quality class, the modules are combined by the worst case principle, since in these cases both modules are supposed to give independent results. If the module “organic pollution” give a “moderate”, “poor” or “bad” quality class, organic pollution is likely to affect the module “general degradation”, too. In these cases the result of the module “general degrada-

tion” might be corrected by additional criteria. Afterwards, the end result is calculated by the worst case principle.³

Two software products are available for the implementation of the assessment system: the database ASSESS and a PC-software – “ASTERICS” - based on a platform developed in the EU-funded project AQEM.

0.2.2 Tools for application

A second focus of the project was on tools for implementing the assessment system and related the underlying field and lab methods. These tools comprise the web presentation [<http://www.fliesssgewaesserbewertung.de>], a manual for application and teaching materials.

The website [<http://www.fliesssgewaesserbewertung.de>]

The website [fliesssgewaesserbewertung.de](http://www.fliesssgewaesserbewertung.de) offers information and discussion opportunities on river assessment with benthic invertebrates in Germany. It is based on results and products from recent research projects funded by the German Environment Agency (UBA) and the Working Group of the Federal States on Water Problems (LAWA). It covers the main headings “River Assessment”, “Download”, “Research” and a discussion forum, which aims at collecting questions, suggestions and critics from the user community as a tool for further improving the system.

The Manual for Application

The Manual for Application is composed for applied water management and summarises main results and consequences from the research projects. It describes standardised methods for river assessments with benthic invertebrates, covering field sampling, lab processing and data evaluation. The manual is broken down into the following chapters:

³ With the exception of the Bavarian delegate (Dr. Folker Fischer) all Federal States approved this way of combining the modules. Bavaria prefers calculating the mean of the results of both modules.,

I. Introduction

- Aims and Scope
- Short version of the river assessment processing chain

II. Prior to sampling

- Sampling site selection
- Selection of river type and sampling season

III. Field sampling

- Applicability range
- Sampling gear
- Habitat mapping and selection of sampling units
- Sampling of deep rivers
- Sampling of turbid rivers
- Quantifying of modular taxa
- Optional procedure: sample processing in the field
- Pre-picking
- Conservation and storing

IV. Lab Processing

- Lab equipment
- Sub-sampling
- Fractionising
- Sorting of a subsample

V. Alternativ sorting method to be applied in the field

- Equipment
- Subsampling (optional)
- Sorting
- Picking specimens for identification

VI. Sampling very large rivers (types 10 and 20) (from Schöll et al. 2005)

- Selection of sampling reach
- Selection of sampling point

- Sampling frequency
- Sampling units and sampling area
- Sampling technique
- Processing

V. Identification

- Equipment
- Identification
- Applying the Operational Taxalist
- Generating a taxalist

VI. Data input and calculation

- Data input
- Calculation

VII. Data interpretation

- Example 1 (lowland river)
- Example 2 (mountain river)

VIII. Further data sources

IX. References

Training materials

Training materials cover all steps from sampling site selection to data interpretation. Power-Point presentations aim at supporting training workshops, thus ensuring a harmonised quality of training exercises. The training materials have a slightly different focus than the manual, but both can be used complementary. The Power Point presentations are broken down into the thematic areas “Preparation”, “Sampling”, “Sorting”, “Identification”, “Calculation”, and “Interpretation”.

1. Einleitung

Die amtliche biologische Fließgewässerbewertung in Deutschland erfolgte bislang vorwiegend anhand des Saprobiensystems (DIN 38 410, Teil 2). Die Bestimmung von Sauerstoffhaushalt und Saprobie über das Makrozoobenthos gilt als wissenschaftlich fundierte, stabile Methode, die erheblich zur Meinungsbildung im politischen Raum und damit zur Verbesserung der Wasserqualität beigetragen hat. Das Saprobien-system wurde vom nationalen Ausschuss DIN-NAW I 3 UA 5 AK 6 „Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung“ (Obmann Dr. V. Herbst) hinsichtlich der Anzahl und Einstufung der Saprobierarten dem Stand der Wissenschaft angepasst und im F+E-Vorhaben „Leitbildorientierte biologische Fließgewässerbewertung zur Charakterisierung des Sauerstoffhaushaltes“ (FKZ 200 24 227) (Rolauffs et al. 2003) mit saprobiellen Leitbildern für die Gewässertypen Deutschlands untersetzt. Die Aussagekraft des Saprobiensystems bleibt jedoch auf die Indikation von Gewässerbelastungen mit biologisch abbaubaren, sauerstoffzehrenden Stoffen begrenzt.

Als weitere, allerdings auf abiotischen Bewertungsparametern beruhende Verfahren zur Fließgewässerbewertung, sind die verschiedenen Systeme der Strukturgütekartierung und -bewertung anzuführen (LAWA 2001). Sie bewerten den morphologischen Zustand der Fließgewässer und tragen der Tatsache Rechnung, dass in Deutschland heutzutage nicht mehr die saprobielle Belastung den Haupt-Belastungsfaktor für den ökologischen Zustand darstellt, sondern der Gewässerausbau, die so genannte morphologische Degradation.

Mit der am 22.12.2000 in Kraft getretenen EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) hat in der Gewässerbewertung und -bewirtschaftung ein neues Kapitel begonnen. Die EG-WRRL sieht eine integrierte biologische Bewertung des gesamten ökologischen Zustandes vor. Die Bewertung hat danach über verschiedene biologische Indikatoren (benthische Wirbellosenfauna, Fische, aquatische Flora) zu erfolgen, sich an gewässertypspezifischen Leitbildern zu orientieren und die verschiedensten, auf die Gewässer einwirkenden Einflussgrößen widerzuspiegeln. Ergebnisse direkter Messungen von Bewertungsparametern (Gewässermorphologie, Physikochemie und Hydrologie) sind für die Bewertung nur begleitend heranzuziehen. Für die Umsetzung der EG-WRRL sind somit gänzlich neue Bewertungsverfahren erforderlich.

Da die EG-WRRL handlungsorientiert konzipiert ist – bis 2015 soll der gute ökologische und gute chemische Gewässerzustand erreicht sein –, sollte das Bewertungsver-

fahren über die eigentliche biologische Zustandsbewertung hinaus geeignet sein, aus dem Bewertungsergebnis Hinweise auf Ursachen eines bestimmten Zustandes zu geben und Handlungsempfehlungen für das Gewässermanagement abzuleiten. Dies kann in vielen Fällen durch eine stressorenbezogene Bewertung erfolgen, die in der Lage ist, die Auswirkungen bestimmter Stör- und Einflussgrößen nachvollziehbar abzubilden. Eine Möglichkeit hierzu ist ein modularer Ansatz, der z. B. die Auswirkungen saprobieller Degradation und gewässermorphologischer/allgemeiner Degradation separat erfassen kann und so eine kosten- und nutzeneffiziente Maßnahmenplanung ermöglicht.

Im Anschluss an die Entwicklung des Bewertungssystems im Rahmen des hier beschriebenen Projektes sowie der in einem parallel laufenden Forschungsvorhaben der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)⁴ entwickelten Freiland- und Labor-Methoden zur Probenahme kommt der Implementierung der Verfahren in die wasserwirtschaftliche Praxis eine sehr große Bedeutung zu. Gerade in der Anfangsphase der Anwendung neuer Verfahren besteht ein erheblicher Beratungsbedarf und die gezielte Schulung der Anwender ist essenziell, um später vergleichbare Ergebnisse zum ökologischen Zustand der Fließgewässer zu erhalten.

Das Projekt lässt sich in drei Bearbeitungsphasen gliedern:

Phase I (04/2002-03/2004): Die Entwicklung eines modular aufgebauten, gewässertypspezifischen Bewertungsverfahrens, das die Auswirkungen verschiedener Stressoren soweit wie möglich differenziert. Die Entwicklungsziele hierfür im Einzelnen sind:

- Entwicklung und Erprobung eines multimetrischen, modular aufgebauten Bewertungssystems für alle Fließgewässertypen Deutschlands, basierend auf dem Makrozoobenthos;
- Gewässertypspezifische Differenzierungen des Bewertungsverfahrens, basierend auf der Gewässertypen-Tabelle von Pottgiesser & Sommerhäuser (2004);
- Definition der Klassengrenzen für den ökologischen Zustand;
- Entwicklung einer benutzerfreundlichen Bewertungs-Software.

⁴ „Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern“ (O 4.02) (Haase & Sundermann 2004)

Phase II (04/2004-12/2004): Die Erarbeitung von Materialien für die Implementierung des Bewertungsverfahrens sowie der parallel entwickelten Freiland- und Labormethoden in die wasserwirtschaftliche Praxis. Die Entwicklungsziele sind:

- Aufbau einer Web-Präsentation, die einen Überblick über den aktuellen Stand der Fließgewässerbewertung auf der Grundlage des Makrozoobenthos gibt und in einem Diskussionsforum die Fragen, Anregungen und Kritik der Nutzer bündelt;
- Verfassen eines methodischen Handbuchs, das für die Anwendung in der Praxis konzipiert ist und die wesentlichen Ergebnisse und Folgerungen aus den Forschungsprojekten zusammenfasst;
- Erarbeitung von Schulungsmaterialien, die eine Einführung in den Ablauf der Bewertung von der Probestellenauswahl über die Probenahme bis hin zur Dateninterpretation ermöglichen.

Phase III (01/2005-03/2006): Die Anpassung und Überarbeitung der noch strittigen Bereiche der Methoden (Probenahme und –aufbereitung, Bewertung) sowie die Weiterentwicklung der Website, des methodischen Handbuchs und der Schulungsmaterialien.

Der vorliegende Abschlussbericht stellt den Entwicklungsprozess und die Ergebnisse aller drei Bearbeitungsphasen des Projektes zusammenfassend dar.

2. Phase I des Vorhabens (01.04.2002-31.03.2004): Entwicklung eines modular aufgebauten gewässertyp- spezifischen Bewertungsverfahrens auf der Grundlage des Makrozoobenthos

2.1 Grundlagen

2.1.1 Wissenschaftlicher Hintergrund

Benthische Makroinvertebraten sind, neben den Algen, die Organismengruppe, die am häufigsten bei Untersuchungen der ökologischen Qualität von Fließgewässern herangezogen wird (De Pauw & Hawkes 1993, Rosenberg & Resh 1993). Makroinvertebraten sind in der Lage, anthropogen bedingte Störungen durch eine veränderte strukturelle und funktionale Zusammensetzung der Biozönose zu indizieren und ermöglichen so eine umfassende Bewertung von Fließgewässern. Neben organischer Verschmutzung von Fließgewässern, die bereits mittels einer Vielzahl biologischer Kenngrößen bewertet werden kann, können mit Hilfe von Makroinvertebraten versauerungsbedingter Stress, der Verlust von Habitaten und die Degradation der Gewässermorphologie indiziert werden. Durch ihre herausragende Eignung als Indikatororganismen werden die Makroinvertebraten bei der zukünftigen Fließgewässerbewertung gemäß den Vorgaben der EG-WRRL eine wichtige Rolle spielen.

2.1.2 Vorarbeiten und Vorläuferprojekte

Mit der Einführung der EG-WRRL wurden mehrere nationale und europäische Projekte zur biozönotischen Bewertung verschiedener Organismengruppen (Makrozoobenthos, Makrophyten/Phytobenthos, Phytoplankton, Fische) durchgeführt. Fünf dieser Projekte befassten sich mit dem Makrozoobenthos und sind im Folgenden näher beschrieben.

„Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer (aquatischer Bereich) in der Bundesrepublik Deutschland – ein erster Beitrag zur integrierten ökologischen Fließgewässerbewertung“ (Auftraggeber: Umweltbundesamt; Bearbeitung: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg; Abschluss 30.04.2002)

In dem UBA-Projekt „Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer (aquatischer Bereich) in der Bundesrepublik Deutschland“ wurde ein

erster Beitrag zur integrierten Fließgewässerbewertung mit dem Makrozoobenthos im Rahmen der EG-WRRL erarbeitet (Biss et al. 2002). Die entwickelten Bewertungsverfahren basieren auf von den Bundesländern bereitgestellten biologischen Daten. Den ökologischen Zustand leitbildbezogen und typenspezifisch zu bewerten, erwies sich als außerordentlich schwierig, da mit dem zur Verfügung stehenden Datenmaterial keine eindeutige biozönotische Typentrennung möglich war. Vor diesem Hintergrund sind vier den Anforderungen der EG-WRRL konforme Verfahren konzipiert worden, von denen zwei weitgehend fertig entwickelt und in Testgebieten erprobt werden konnten. Das Verfahren I basiert auf zonenspezifischen Indices für die Fließgewässerzonen des Rhithral und Potamal, die zur Bewertung der ökologischen Qualität mit autökologischen Angaben der Arten in Form von Ökologie-Werten (ECO-Werte) arbeiten. Zur Bewertung der ökologischen Qualität kamen zwei Algorithmen zum Einsatz:

- Quadrierung der ECO-Werte, Mittelwertbildung, theoretischer Maximalwert 25 (Rhithron-Typie-Index);
- Berücksichtigung der Häufigkeiten, Berechnung eines gewichteten Mittelwertes analog der Berechnung des Saprobienindex, theoretischer Maximalwert 5 (Benthosindex).

Verfahren II kombiniert den in Verfahren I entwickelten Benthosindex mit dem Saprobienindex und bezieht auf diese Weise die organische Belastung in die ökologische Zustandsbewertung mit ein.

Beide Verfahren wurden in verschiedenen Naturräumen getestet und ergaben – von ortskundigen Experten überprüft – plausible Ergebnisse, die bei der Zusammenschau aller bestimmenden Faktoren dem ökologischen Zustand gerecht werden.

Die Frage nach dem Aufwand biologischer Untersuchungen hinsichtlich des Bestimmungsniveaus wurde untersucht und dahingehend beantwortet, dass in der Regel Arten bestimmt werden sollten.

Für die künftige Fließgewässerbewertung in Deutschland wurde als Projektergebnis ein ökologisch orientiertes indikatives Bewertungsverfahrens empfohlen, bei dem die saprobielle Belastung in Form eines multimetrischen Index in die Bewertung einfließt.

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

Ziel des Projektes war es, 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 insbesondere 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 EG-WRRL definiert. Die Ergebnisse werden durch ein PC-Programm anwendbar gemacht, dass auf einer Software-Plattform, die in dem EU-Projekt AQEM entwickelt wurde, basiert (s. u.).

„The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates (AQEM)“ (Auftraggeber: Europäische Union; Koordination und Bearbeitung: Universität Essen; Abschluss 28.02.2002)

Das AQEM Bewertungsverfahren, das im Rahmen des gleichnamigen EU-Projektes entwickelt wurde, ermöglicht eine Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos. Grundlegende Ziele des Verfahrens sind:

- Den ökologischen Zustand eines Gewässerabschnitts auf einer 5-stufigen Skala zu bestimmen (Grundlage dieser Bewertung ist eine Taxaliste, die man durch eine standardisierte Makrozoobenthos-Probenahme erhalten hat.);

- Informationen über die möglichen Gründe einer Degradation zu erhalten, um Hinweise für notwendige Maßnahmen ableiten zu können.

Das Verfahren ist als ein mögliches Instrument zur Umsetzung der EG-WRRL konzipiert und folgt somit dem gewässertypspezifischen Ansatz der Richtlinie. Der AQEM-Ansatz besteht in der Definition eines unveränderlichen Rahmens für die Freiland- und Laborarbeiten, der aber gewässertypspezifisch und länderspezifisch ausgefüllt werden kann. Grundlegende Bestandteile dieses Rahmens sind:

- Ein stressorenspezifischer Ansatz: Für jeden Gewässertyp wird der Degradationsfaktor untersucht, der den Typ hauptsächlich beeinträchtigt. Bei diesem vorherrschenden Degradationsfaktor kann es sich um Versauerung (beispielsweise in Nord-Schweden), um strukturelle Degradation (z. B. in Mitteleuropa) oder um organische Verschmutzung der Gewässer (vor allem in Süd-Europa) handeln.
- Eine multimetrische Berechnung: Für jeden Gewässertyp wurden die Metrics identifiziert, die den Degradationszustand am besten widerspiegeln. Der Ergebnisse der Einzelmetrics werden zu einem multimetrischen Ergebnis verrechnet.
- Die Umrechnung des multimetrischen Ergebnisses in die 5-stufige Bewertung des ökologischen Zustands: von 5 (high quality) bis 1 (bad quality). Die Zustandsklassen stehen für den Gradienten vom stark degradierten Zustand bis hin zum Referenz- bzw. bestmöglichen Zustand.

Um eine einheitliche Anwendung des AQEM-Verfahrens zu ermöglichen, wurden ein Handbuch und ein PC-Programm entwickelt. Der wichtigste Schritt der Standardisierung innerhalb des Verfahrens besteht jedoch in der Etablierung einer einheitlichen Taxaliste und einheitlicher autökologischer Einstufungen der Taxa.

„Ökologische Fließgewässerbewertung auf der Basis des Makrozoobenthos - Weiterentwicklung und Umsetzung gemäß den Zielsetzungen der Wasserrahmenrichtlinie der EG“ (Auftraggeber: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; Bearbeitung: Universität Hohenheim; Abschluss Mai 2003)

Im Rahmen des von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) geförderten Projektes „Ökologische Fließgewässerbewertung auf der Basis des Makrozoobenthos - Weiterentwicklung und Umsetzung gemäß den Zielsetzungen der Wasserrahmen-

richtlinie der EG“ (1999 – 2003) wurden die Grundlagen für die Sammlung von Makrozoobenthosdaten in einer Datenbank gelegt und ein erstes Bewertungsverfahren, der multimetrische „IBI 12“ entwickelt. Nach der Ermittlung von Kandidatenmetrics im ersten Projektjahr folgten der Test dieser Metrics an ausgewählten Fließgewässern (unbelastete Referenzstellen versus Stellen mit einer definierten Belastung) und die Entwicklung eines typunspezifischen IBI 12. Die verbesserte Version des IBI 12, die im Auswertungsprogramm „Assess“ enthalten ist, verwendet typspezifische Referenzbedingungen, aber die gleichen zwölf Metrics für alle Fließgewässertypen.

Bewertungsverfahren der Bundesanstalt für Gewässerkunde: der Potamon-Typie-Index (Schöll & Haybach 2001, Schöll et al. 2005)

Die Bundesanstalt für Gewässerkunde konzipierte ein Bewertungsverfahren für die großen Flüsse. Die Bewertung eines Gewässerabschnitts erfolgt nicht leitbildorientiert, also über den Vergleich der Biozönose eines realen Gewässerabschnitts mit dem biozönotischen Leitbild seines Fließgewässertyps, sondern mit Hilfe einer „offenen“ Positivliste. Diese Liste enthält alle Arten, die gemäß Moog (1995) und Schmedtje & Colling (1996) ihren Verbreitungsschwerpunkt im Epi- bis Hypopotamal haben.

Von allen hier beschriebenen Projekten bzw. Verfahrensvorschlägen gehen Beiträge zur Umsetzung der EG-WRRL in Deutschland aus. Kein Projekt alleine ist jedoch in der Lage, alle Vorgaben der Richtlinie zu erfüllen.

Die Teilleistungen der einzelnen Projekte umfassen z. B. die Erstellung umfangreicher Datenbanken, der Entwicklung validierter und zum Teil stressorenbezogener Bewertungsverfahren für ausgewählte Gewässertypen oder einfache Ansätze für schwierig zu bewertende Gewässertypen (Ströme).

Mit diesem Bearbeitungsstand ist keine flächendeckende Bewertung aller Fließgewässer Deutschlands möglich. Das hier beschriebene Forschungsvorhaben hat sich daher zur Aufgabe gesetzt, ein Bewertungsverfahren zu erstellen, das die Vorgaben der EG-WRRL erfüllt, praxistauglich ist und alle Fließgewässertypen Deutschlands

abdeckt. Dabei wurden die bis zum Projektbeginn vorliegenden Ergebnisse aus den oben genannten Forschungsvorhaben als Grundlage verwendet.

2.2 Entwicklung des Bewertungssystems

Um die ökologische Qualität eines Fließgewässers bewerten zu können ist es notwendig, den Einfluss der für den jeweiligen Gewässertyp relevanten Hauptstressoren zu messen. Das hier vorgestellte Verfahren soll durch einen modularen Aufbau den Einfluss verschiedener Stressoren integrieren. Ziel der Entwicklung des Bewertungssystems war es, aus der Artenliste eines zu bewertenden Gewässers folgende Informationen extrahieren und leitbildbezogen bewerten zu können:

- Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos;
- Auswirkungen von Versauerung in Gewässertypen, die von dieser Problematik betroffen sein können;
- Auswirkungen verschiedener Stressoren, wie der Beeinträchtigung der Gewässermorphologie, der Nutzung im Einzugsgebiet oder dem Eintrag von Pestiziden oder hormonäquivalenten Stoffen.

Dieses letztgenannte Modul wurde in dem hier geschilderten Projekt neu entwickelt; seine Entwicklung wird im Folgenden zuerst geschildert.

2.2.1 Entwicklung des Moduls „Allgemeine Degradation“

2.2.1.1 Erläuterung des multimetrischen Ansatzes

Ein Multimetrischer Index kombiniert die Ergebnisse verschiedener Einzelindices (z. B. Diversitätsindices, Individuenanteile an den Ernährungstypen) zu einem Ergebnis. Durch die Verrechnung mehrerer biozönotischer Kenngrößen miteinander erhält man ein vollständigeres Bild des ökologischen Zustands eines Gewässerabschnitts als dies mit einem einzelnen Metric möglich wäre. Ein Multimetrischer Index ist in der Lage, die Aussagen der enthaltenen Einzelindices, die sich beispielsweise auf Populations- oder Individuenebene beziehen können, zu integrieren. Die verschiedenen Einzelmetrics lassen zudem die von der EG-WRRL geforderten Aussagen über die „Zusammensetzung und Abundanz der Taxa“, den „Anteil störungsempfindlicher und robuster Taxa“ sowie den „Grad der Vielfalt“ innerhalb einer Zönose gleichzeitig zu und geben so Hinweise auf die möglichen Auswirkungen verschiedener Stressoren. Weitere

Vorteile liegen in der hohen Stabilität des Bewertungsergebnisses und der Möglichkeit, das Bewertungssystem individuell an regionale Gegebenheiten anzupassen (Gewässertypen/ -typengruppen).

2.2.1.2 Datengrundlage

Typologie der deutschen Fließgewässer

Gemäß der EG-WRRL ist die Bewertung des ökologischen Gesamtzustandes eines Fließgewässerabschnitts auf Grundlage der aquatischen Lebensgemeinschaften vorzunehmen. Die Bewertung erfolgt über den Vergleich mit typspezifischen Referenzbedingungen. Als Grundlage für die Beschreibung dieser Referenzbedingungen muss zunächst eine Fließgewässertypologie mit biozönotischer Relevanz erarbeitet werden. Für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland legten Schmedtje et al. (2001) in einem 'top-down'-Verfahren den Entwurf einer Typologie vor. Das hier vorgestellte Bewertungssystem basiert auf einer von Sommerhäuser & Pottgiesser (2003) im Dezember 2003 überarbeiteten Version dieser Typologie (Tabelle 13).

Tabelle 13: Kurznamen der biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands

Bearbeitungsstand: 15. Dezember 2003, Bearbeitung: M. Sommerhäuser & T. Pottgiesser (auf der Grundlage von Schmedtje et al. 2001), verändert.

Ökoregion 4: Alpen, Höhe > 800 m; Ökoregion 9 (und 8): Mittelgebirge und Alpenvorland, Höhe ca. 200 – 800 m und höher; u: Ökoregion unabhängige Typen; Ökoregion 14: Norddeutsches Tiefland, Höhe < 200 m

Typ / Kurzname	Ökoregion	Längszonierung			
		Bach	Kl. Fluss	Gr. Fluss	Strom
Typ 1: Fließgewässer der Alpen	4				
Typ 2: Fließgewässer des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 3: Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	9(8)				
Typ 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	9(8)				
Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges	9(8)				
Typ 10: Kiesgeprägte Ströme	9(8)				
Typ 11: Organisch geprägte Bäche	u				
Typ 12: Organisch geprägte Flüsse	u				
Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche	14				
Typ 15: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	14				
Typ 15_groß: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse, >1.000 km ² EZG	14				
Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche	14				
Typ 17: Kiesgeprägte Tieflandflüsse	14				
Typ 18: Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	14				
Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	u				
Typ 20: Sandgeprägte Ströme	14				
Typ 21: Seeausflussgeprägte Fließgewässer	u				
Typ 22: Marschengewässer	14				
Typ 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	14				

Faunistische Daten

Im Rahmen der in Kapitel 2.1.2 geschilderten Vorarbeiten wurden Daten zu ungefähr 5.000 Makrozoobenthosprobenahmen zusammengetragen. Etwa die Hälfte der Probenahmen entsprachen den Vorgaben der DIN 38 410, d. h. einer semiquantitativen Makrozoobenthos-Besammlung aller vorhandenen Substrate mit einer Abundanzschätzung in sieben Klassen. Bei der anderen Hälfte der Probenahmen erfolgte die Angabe der Abundanz in Individuenzahlen. Diese waren zumeist abgeschätzt, bei etwa einem Siebtel der Daten aber auch gezählt, weil die Proben entweder nach der AQEM-Methode (knapp 5 %) oder quantitativ mittels Surber Sampling (8 %) erfasst worden waren.

Zur besseren Vergleichbarkeit und um auch individuenbasierte Indices berechnen zu können, wurden die Häufigkeitsklassen zusätzlich in Individuenzahlen umgerechnet, wobei die Klassenmitte als Zahlenangabe verwendet wurde. Entsprechend wurden zur Berechnung häufigkeitsklassenbasierter Indices auch die Individuenzahlen zusätzlich in Abundanzklassen transformiert. Hierfür wurden die Abundanzstufen nach Alf et al. (1992) verwendet (1 = 1, 2 = 2-20, 3 = 21-40, 4 = 41-80, 5 = 81-160, 6 = 161-320 und 7 = >320). Einige Indices basieren allerdings auch auf anderen Häufigkeitsklassendefinitionen, die bei deren Berechnung berücksichtigt wurden.

Zusätzlich zu den Artenlisten wurden Angaben zur Größe des Gewässers (Breite, Tiefe, Quellentfernung, Fläche des Einzugsgebiets), weitere typologisch wichtige Parameter (z. B. Gewässerlandschaft, Sohlsubstrat, Ökoregion), Angaben zur Belastungssituation (Einleitungen, Verbau etc.) sowie Ortsangaben zusammengetragen.

Ermittlung einheitlicher abiotischer Begleitdaten

Zur Charakterisierung der Probestellen hinsichtlich des Ausmaßes der Degradation sind abiotische Begleitdaten erforderlich. Um die Degradation der Probestellen „unvoreingenommen“ messen zu können, war es notwendig, auf vorhandene abiotische Daten zurückzugreifen und diese für die Probestellen in einheitlicher Art und Weise zu ermitteln. Als Datenquellen dienten die Daten zur Gewässerstrukturgüte und die der Bodennutzung im Einzugsgebiet. Die Gewässerstrukturgüte- und Bodennutzungsdaten wurden für die Probestellen der zentralen Datenbank, welche bestimmte

Qualitätskriterien erfüllen, ermittelt (s. o.). Bei der Ermittlung der Struktur- und Nutzungsdaten wurde wie folgt vorgegangen:

Daten zur Gewässerstrukturgüte

In fünf der 16 deutschen Bundesländer wurden in der Vergangenheit detaillierte Daten zur Gewässerstrukturgüte erhoben: Bayern (BY), Hessen (HE), Mecklenburg-Vorpommern (MV), Nordrhein-Westfalen (NRW) und Rheinland-Pfalz (RP). Grundlage dieser Erhebungen ist die Verfahrensbeschreibung der LAWA (2001). Das Verfahren basiert auf Angaben zu 29 Einzelparametern, von denen einige noch weiter unterteilt sind.

Für einige Probestellen lagen umfangreichere hydromorphologische Begleitdaten aus dem EU-Projekt AQEM vor. In einem „site protocol“ wurden bei jeder Probenahme, die im Rahmen des Projektes durchgeführt wurde, über 200 Einzelparameter erfasst, die relevante Informationen zur Probe selbst, zur Probestelle und zum Einzugsgebiet liefern (AQEM consortium 2002, Hering et al. 2004).

Um die Strukturgütedaten der für die späteren Berechnungen relevanten Gewässerabschnitte herausfiltern zu können, wurden ArcView Shapes mit den erforderlichen Hintergrunddaten angelegt. Die Daten aus jedem Bundesland wurden separat betrachtet:

- Als Vorarbeit mussten die Dateien zunächst in das dbf-Format konvertiert und in ArcView in eine Shape-Datei umgewandelt werden. Gegebenenfalls wurden die Shapes noch mit Hilfe eines in ArcView verfügbaren Werkzeugs („Projektor“) auf einen einheitlichen Meridianstreifen umgerechnet.
- Die Shape-Dateien „Untersuchungspunkte“ und „Strukturgütedaten von Land X“ wurden miteinander verschnitten.
- Die neu entstandene Tabelle mit den projektrelevanten Strukturgüteabschnitten enthielt nun die Strukturgütedaten von Land X, den Gewässercode und den Abschnitt in Relation zum Untersuchungspunkt.
- Die Tabelle wurde anschließend als Datei nach Excel bzw. Access exportiert. Für weitere Berechnungen konnte die Excel/Access-Datei entsprechend aufbereitet werden.

Die Einzelparameter der Vor-Ort-Kartierung wurden weiterbearbeitet, um die Eigenschaften bundesweit einheitlich zu benennen⁵. Je Parameter wurde eine neue Tabelle erzeugt, die über Ja/Nein-Felder in Access die jeweilige Ausprägung der Eigenschaft eindeutig zuordnet. So entstanden aus den Daten aller berücksichtigten Bundesländer, die das Vor-Ort-Verfahren angewendet haben, für jeden Parameter Übersichtstabellen mit einheitlicher Nomenklatur.

Bodennutzung im Einzugsgebiet

Die Ermittlung der Bodennutzung im Einzugsgebiet erfolgt mit Hilfe der „Daten zur Bodenbedeckung für die BRD“ (Statistisches Bundesamt 1997). Die Tabelle in Anhang I gibt eine Übersicht über die CORINE-Landnutzungsarten.

Das Umweltbundesamt stellte dem Auftragnehmer das digitale Gewässernetz Deutschlands und die zugehörigen Teileinzugsgebiete zur Verfügung.

Um die Degradation der Probestellen in Bezug auf die Landnutzung herauszufinden, wurde für ca. 1730 Probestellen die Flächennutzung im Einzugsgebiet ermittelt. In ArcView wurde auf Grundlage des UBA-Gewässernetzes zu jeder Probestelle das zugehörige Einzugsgebiet gezeichnet und die so entstandenen Polygone (= Einzugsgebiete) digital mit der Landnutzung verschnitten. Das Ergebnis war eine Tabelle mit den prozentualen Anteilen unterschiedlicher Flächennutzungen in den Einzugsgebieten.

Aufbau und Struktur der Datenbank

Die im Rahmen der in Kapitel 2.1.2 geschilderten Vorarbeiten zusammengetragenen Daten wurden durch Nacherhebungen im Rahmen des von der LAWA geförderten Projektes „Validation der Fließgewässertypologie Deutschlands, Ergänzung des Datenbestandes und Harmonisierung der Bewertungsansätze der verschiedenen Forschungsprojekte zum Makrozoobenthos zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Modul Makrozoobenthos)“ (Haase et al. 2004), durch Erhebungen der Bundesländer sowie durch die im Laufe dieses Projektes ermittelten abiotischen Daten (Struktur, Landnutzung) ergänzt. Um eine Rechtsgrundlage für die Nutzung der Daten auch im Projektverbund zu schaffen, wurde eine Datennutzungsvereinbarung getroffen.

⁵ Bei der Vor-Ort-Kartierung gibt es trotz LAWA-Verfahrensvorschrift bundeslandspezifische Abweichungen bei der Benennung einzelner Eigenschaften des zugehörigen Parameters.

Die Projekt-Datenbank wurde in Access angelegt. Die Tabellen sind hierarchisch gegliedert und untereinander verknüpft, so dass man von der Ebene „Gewässer“ auf die Ebene „Standort“ gelangt, von „Standort“ zu „Probenahme“ und von „Probenahme“ schließlich zur Artenliste. Dabei enthält die Tabelle „Gewässer“ den Gewässernamen und eine Gewässeridentifikationsnummer, über die sie mit der Tabelle „Standort“ verknüpft ist. Die Tabelle „Standort“ liefert wichtige Informationen zur jeweiligen Untersuchungsstelle wie geografische Koordinaten, Lagebeschreibung, Fließgewässertyp und ähnliches. Über die Standort-ID ist diese Tabelle wiederum mit der Tabelle „Probenahme“ verknüpft. Das Verzeichnis „Probenahme“ enthält u. a. Angaben zu Probenahmezeitpunkt und -methode und zum Bearbeiter. Zu jedem einzelnen Probenahmedatum ist über die Proben-ID in der Tabelle „Arten“ eine Artenliste verknüpft, die EDV-Nummern, Häufigkeitsangaben und Artnamen wie vom Bearbeiter geliefert enthält. Eine weitere Tabelle, „Arten bestimmbar“ reduziert diese letztere Angabe auf die reale Bestimmbarkeit gemäß der „Operationellen Taxaliste“ (Haase & Sundermann 2004). Beide Tabellen, „Arten“ oder „Arten bestimmbar“ können wahlweise als Unterdatenblatt eingefügt werden.

Zusätzlich enthält die Datenbank Tabellen zu chemisch-physikalischen Messwerten sowie den nachermittelten Daten zur Gewässermorphologie und zur Landnutzung im Einzugsgebiet. Diese Tabellen sind über die Standort-ID verknüpft und können bei Bedarf als Unterdatenblatt eingesehen werden.

2.2.1.3 Vorgehen bei den Berechnungen

Filterung der faunistischen Datensätze

Heterogene Daten können klare Aussagen hinsichtlich unterschiedlicher ökologischer Fragestellungen verschleiern. Daher ist es unerlässlich durch eine geeignete Auswahl vergleichbare Bedingungen zu schaffen und die für die jeweilige Fragestellungen am besten geeigneten Daten herauszufiltern.

Aus den zu Projektbeginn in der Datenbank vorhandenen Daten wurden die am besten geeigneten Datensätze zunächst mittels der folgenden Kriterien für die vorrangige Nacherhebung weiterer Begleitdaten vorausgewählt:

- a) Einzugsgebietsgröße $> 10 \text{ km}^2$, um den Schwerpunkt auf Gewässer zu legen, die gemäß EG-WRRL relevant sind; b) Probenahmen mit erfasster Individuenzahl, um eine höhere Aussageschärfe zu erhalten; c) Probenahmen, bei denen alle Teilhabitate

erfasst wurden, d. h. keine Surber- oder Freeze-Core-Proben; d) Probenahmen, bei denen nicht nur die Taxa der DIN 38 410 erfasst wurden, um eingeschränkte taxonomische Informationen zu vermeiden und e) das Vorhandensein von Begleitdaten, die eine Vorabschätzung des Belastungsgrades und des Gewässertyps erlaubten, um sowohl unbelastete als auch unterschiedlich stark belastete Gewässer eines jeden Typs für die typspezifische Entwicklung des Bewertungsverfahrens vertreten zu haben.

Hieraus resultierten rund 3.000 Probenahmen.

Im Verlauf der weiteren Arbeiten wurden jedoch auch einige zunächst ausgeschlossene Datensätze in die Analysen aufgenommen, beispielsweise Probestellen mit einem Einzugsgebiet $< 10 \text{ km}^2$, wenn es der Mangel an Referenzgewässern für einen Gewässertyp erforderte.

Nach Abschluss der Erhebung von Begleitdaten wurden die Datensätze für die endgültigen Analysen ausgewählt. Grundvoraussetzung war das Vorhandensein von Belastungsinformationen als Eichgröße für die Kandidatenmetrics. Darüber hinaus standen die Datenqualität und die Eignung der Daten im Vordergrund:

- Die Mindestvoraussetzung von 10 Taxa und 150 Individuen sollte sicherstellen, dass keine unzureichend beprobten oder ungenügend bestimmten Datensätze in die Analysen eingehen. Nur in Ausnahmefällen, in denen sicher war, dass weniger als 10 Taxa auf sehr starke Belastung zurückzuführen waren, wurden die entsprechenden Artenlisten in die Analysen einbezogen.
- Für Bäche wurden nur Frühjahrsproben (März bis Mai) berücksichtigt, für Flüsse und Ströme Sommerdaten (Juni bis August). Wenn danach pro Typ nicht mehr ausreichend viele Probenahmen zur Verfügung standen (< 15 Probenahmen oder < 5 beprobte Standorte), wurden zunächst auch Juniprobe zum Frühjahr bzw. Maiprobe zum Sommer hinzugerechnet und in besonderen Ausnahmefällen noch weitere Probenahmezeitpunkte.
- Der bewertete Saprobienindex sollte nicht schlechter als gut sein, da die Saprobie in einem anderen Modul erfasst wird und folglich bei der Erfassung der „Allgemeinen Degradation“ im Hintergrund stehen soll.

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 Vorläuferversion von Haase & Sundermann (2004).

Praktisch wurden alle Taxa, die gemäß der Liste als nicht sicher bestimmbar galten, in das nächste sicher zu bestimmende Taxon umbenannt. 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 Genusebene eindeutig determinierbar ist, in die Berechnung von Indices nur mit den autökologischen Angaben zu „*Isoperla* sp.“.

Metrieberechnung

Aus der zentralen Datenbank wurden nach fest definierten Kriterien (vgl. Kapitel 2.2.1.3, „Filterung der faunistischen Datensätze“) Datensätze ausgewählt, die für die Berechnungen im Rahmen der Verfahrensentwicklung eine hinreichende Qualität aufweisen.

Für jeden dieser Datensätze wurden mit der AQEM-Software (Hering et al. 2004) und der Datenbank „ASSESS“ (Rawer-Jost et al. 2004) zahlreiche Metrics berechnet. Die daraus resultierenden, sehr langen Metric-Listen wurden um die Metrics reduziert, die ausdrücklich zur Indikation der organischen Verschmutzung entwickelt wurden oder die Taxagruppen betreffen, die nur in sehr wenigen Probenahmen vertreten sind (z. B. „Anzahl Planipennia“). Jeder Metric wurde einer von vier Metric-Typen zugeordnet: Zusammensetzung und Abundanz („composition/ abundance measures“), Vielfalt und Diversität („richness/ diversity measures“), Toleranz („tolerance/ intolerance measures“) und Funktionale Metrics („functional measures“). Diese Einteilung entspricht den Vorgaben der EG-WRRL und ermöglicht eine Gruppierung der Metrics gemäß ihrer ökologischen Aussagequalität. Metrics, die nur für einen bestimmten Gewässertyp oder eine Typengruppe entwickelt worden sind, wurden auch nur hierfür verwendet (z. B. „Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5“ wurde nur für die Bewertung von Mittelgebirgsbächen herangezogen).

Für jede Taxaliste ergab sich eine Liste mit bis zu 79 Metric-Ergebnissen.

Tabelle 14: Metric-Gruppenliste

Metric-Typ: Ind. = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet. Metric-Typen: Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = Funktionale Metrics

Metric-Name	Metric-Typ	Referenz
Diversitätsindices		
Diversität (Margalef Index)	V/D	Margalef (1984)
Diversität (Simpson-Index)	V/D	Simpson (1949)
Diversität (Shannon-Wiener-Index)	V/D	Shannon & Weaver (1949)
(Längs-)Zonierung		
Crenal [%] (Ind.)	F	Moog et al. (1995); Schmedtje & Colling (1996); Hering et al. (2004)
Hypocrenal [%] (Ind.)	F	
Epirhithral [%] (Ind.)	F	
Metarhithral [%] (Ind.)	F	
Hyporhithral [%] (Ind.)	F	
Epipotamal [%] (Ind.)	F	
Metapotamal [%] (Ind.)	F	
Hypopotamal [%] (Ind.)	F	
Litoral [%] (Ind.)	F	
Crenal gesamt [%] (Ind.)	F	
Rhithral gesamt [%] (Ind.)	F	Schöll & Haybach (2001)
Potamal gesamt [%] (Ind.)	F	
Potamon-Typie-Index (Ind.)	T	Biss et al. (2002)
Rhithron-Typie-Index (Ind.)	T	
Strömungspräferenzen		
limnobiont [%] (Ind.)	F	Schmedtje & Colling (1996); Hering et al. (2004)
limnophil [%] (Ind.)	F	
limno- bis rheophil [%] (Ind.)	F	
rheo- bis limnophil [%] (Ind.)	F	
rheophil [%] (Ind.)	F	
rheophil [%] (HK)	F	
rheobiont [%] (Ind.)	F	
rheobiont [%] (HK)	F	
Anteil Strömungsindifferente [%] (Ind.)	F	
Anteil Strömungsindifferente [%] (HK)	F	Banning (1998)
Rheoindex nach Banning (Ind.)	F	
Rheoindex nach Banning (HK)	F	
Strömungspräferenzindex (modifizierter Rheoindex) (Ind.)	F	
Strömungspräferenzindex (modifizierter Rheoindex) (HK)	F	
Mikrohabitatpräferenzen		
Pelal [%] (Ind.)	F	Schmedtje & Colling (1996); Hering et al. (2004)
Psammal [%] (Ind.)	F	
Akal [%] (Ind.)	F	
Akal [%] (HK)	F	
Lithal [%] (Ind.)	F	
Lithal [%] (HK)	F	
Phytal [%] (Ind.)	F	
POM (partikuläres organisches Material) [%] (Ind.)	F	
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1" [%]	F	Braukmann (1997)

Metric-Name	Metric-Typ	Referenz
Ernährungstypen		
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	
Räuber [%] (Ind.)	F	
RETI (Ind.)	F	Schweder (1992); Podraza et al. (2000)
Fortbewegungstypen		
(Semi)sessil [%] (HK)	F	Schmedtje & Colling (1996); Hering et al. (2004)
Deutscher Fauna-Index		
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5	T	Lorenz et al. (2004a)
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9	T	
Fauna-Index organische Bäche Typ 11	T	
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14	T	
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15	T	
Relativer Anteil taxonomischer Gruppen		
Gastropoda [%] (Ind.)	Z/A	
Hirudinea [%] (Ind.)	Z/A	
Crustacea [%] (Ind.)	Z/A	
Plecoptera [%] (Ind.)	Z/A	
Trichoptera [%] (Ind.)	Z/A	
Coleoptera [%] (Ind.)	Z/A	
EPT-Taxa [%] (Ind.)	Z/A	
EPT-Taxa [%] (HK)	Z/A	
EPTCBO-Taxa [%] (Ind.)	Z/A	
Taxazahl		
# Hirudinea	V/D	
# Crustacea	V/D	
# Ephemeroptera	V/D	
# Plecoptera	V/D	
# Trichoptera	V/D	
# Coleoptera	V/D	
# EPT-Taxa	V/D	
# Chironomidae	V/D	
# EPTCBO (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata)	V	
Sonstige		
Benthosindex Rhithral und Potamal	T	Biss et al. (2002)
Benthosindex Rhithral	T	
Benthosindex Potamal	T	
PSM-Index nach Liess	T	Liess et al. (2001)
Anteil Xenosaprobe [%] (Ind.)	T	Zelinka & Marvan (1961); Moog et al. (1995)
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)	T	
Anteil Oligosaprobe [%] (Ind.)	T	
Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	T	

Auswahl geeigneter Nutzungs- und Strukturparameter

Die Bewertung des Grades der Degradation auf das Makrozoobenthos erfordert die Identifizierung sowohl der Art (unter anderem Hydrologie, Morphologie, Landnutzung) als auch der Schwere der hydromorphologischen Überformung. Die Entwicklung eines Bewertungssystems erfordert darüber hinaus die Spannweite der Ausprägung der Einflussfaktoren zu ermitteln. Nur wenn ein Datensatz möglichst das gesamte Spektrum der hydromorphologischen Ausprägung – von naturnah bis stark degradiert – abdeckt, ist eine Analyse des Einflusses der Degradation auf die Wirbellosenfauna möglich und sinnvoll. Im Idealfall lässt sich der Einfluss der Degradation entlang eines Gradienten erkennen. Dies gilt ebenso für die Bewertung des Einflusses anderer Umweltfaktoren.

Nutzung

Für die weiteren Auswertungen im Rahmen der Verfahrensentwicklung musste die Vielzahl an Landnutzungsparametern so reduziert werden, dass nur die Parameter übrig blieben, die geeignet sind, die Degradation der Probestelle oder des Einzugsgebietes zu indizieren. Folgende Kriterien wurden der Auswahl der Parameter zugrunde gelegt:

- Der Parameter muss innerhalb des Datensatzes einen Gradienten aufweisen.
- Zwischen dem Parameter und der Makrozoobenthoszönose muss ein zumindest theoretisch begründbarer Zusammenhang bestehen.

Parameter, die das erste Kriterium erfüllen wurden mittels NMS („Non-metric Multi-dimensional Scaling“) unter Anwendung des Programms PCOrd 4.2 (McCune & Mefford 1999) identifiziert. Für diese Analysen wurden die einzelnen Fließgewässertypen zu Typengruppen zusammengefasst, basierend auf ihrer Lage in einem bestimmten Naturraum bzw. ähnlichen geomorphologischen, hydrologischen und physikalischen Eigenschaften. Für jede dieser Typengruppen wurde die Analyse separat durchgeführt. Die statistische Analyse der Nutzungsdaten bezog sich auf „Ebene 2“ und „Ebene 3“ der CORINE-Landcover Nomenklatur (vgl. Anhang I, Tabelle 1).

Die Identifikation für die NMS geeigneter Nutzungsvariablen erfolgte mit Hilfe der grafischen Darstellung in so genannten „Box-Whisker-Plots“. Eine Variable wurde ausgewählt, wenn die Box selber mindestens 5 % Nutzungsanteil umfasste, die

Interquartilspannweite demnach mindestens 5 % betrug oder die gesamte Spannweite (min.-max.) 10 % Nutzungsanteil überstieg. Lagen nur Ausreißer oberhalb der 10 %-Grenze, wurde eine Nutzungsart dann berücksichtigt, wenn die Ausreißer die Spannweite bis zum Maximalwert mit mehr als 10 Werten kontinuierlich abdeckten.

Nach der Identifizierung geeigneter Variablen wurden diese mittels NMS dahingehend untersucht, ob die Datensätze einem Gradienten entlang der Nutzungsarten folgen oder ob sie ohne erkennbare Ordnung streuen. Die Analysen ergaben, dass vier Nutzungsarten(gruppen) für alle Typen geeignet sind, einen Degradationsgradienten zu beschreiben und somit für die Berechnungen verwendet werden konnten (siehe Tabelle 15).

Tabelle 15: Landnutzungsparameter, die den stärksten Gradienten innerhalb des Datensatzes zeigen (getrennt für die jeweiligen Typengruppen).

Die Daten basieren auf NMS Analysen der Landnutzungsdaten im Einzugsgebiet; der Korrelationskoeffizient nach Pearson ist für die Parameter angegeben, die die stärksten Korrelationen mit der ersten und zweiten Achse der NMS aufweisen. n = Anzahl der Datensätze für eine Typengruppe. Kursive Zahlen: Korrelationskoeffizienten mit der dritten Achse (diese wurden dann angegeben, wenn sie stärker sind als die mit der zweiten Achse)

Gewässertyp-Nummer		2, 3	5, 5.1	9, 9.1, 9.2	14, 16	15, 17
n		36	420	240	91	101
1.1 (Siedlungsflächen)	1. Achse	-0,4	-0,45	0,23	-0,15	-0,23
	2. Achse	-0,4	0,37	-0,65	-0,23	-0,36
2.1 (Ackerflächen)	1. Achse	-0,9	-0,48	0,89	0,48	0,61
	2. Achse	-0,2	0,83	-0,81	-0,8	-0,82
2.3 (Grünland)	1. Achse	0,16	-0,55	-0,82	-0,97	-0,89
	2. Achse	0,95	-0,74	0,47	0,18	-0,03
3.1 (Wälder)	1. Achse	0,71	0,88	-0,43	0,41	0,06
	2. Achse	-0,7	0,56	0,93	-0,92	-0,97

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

$$NI = 4 \times \text{Anteil „Siedlungsflächen“} + 2 \times \text{Anteil „Ackerflächen“} + \text{Anteil „Grünland“}$$

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

Gewässerstruktur

Ähnlich wie für die Nutzungsvariablen wurden auch die Parameter der Gewässerstrukturgütekartierung sowie die Parameter aus dem AQEM site protocol einer multivariaten Analyse unterzogen. Hier galt es zunächst auch, den Gesamtdatensatz dahingehend zu überprüfen, ob die einzelnen Probestellen sich entlang eines hydromorphologischen Gradienten anordnen. In einem weiteren Schritt wurden dann diejenigen Einzelparameter (GSG „Vor-Ort“) bzw. hydromorphologischen Variablen („AQEM site protocol“) herausgefiltert, die eine hohe Korrelation mit dem hydromorphologischen Gradienten zeigten. Waren hydromorphologische Parameter nicht mit einem Gradienten korreliert oder ließ sich kein hydromorphologischer Gradient ermitteln, war dies ein Hinweis darauf, dass eine weitere Analyse (Korrelation mit biozönotischen Metrics) mit dem vorliegenden Datensatz keine interpretierbaren Ergebnisse liefern würde.

Die Analyse der Daten der „Vor-Ort“-Gewässerstrukturgütekartierung ergab für die Gewässertypen des Mittelgebirges jeweils sehr ähnliche Strukturparameter, die für die Korrelationsanalysen mit den Metrics geeignet sind. Die Bearbeiter haben sich daraufhin verständigt, ein gemeinsames „Set“ an Parametern für alle Mittelgebirgstypen zu verwenden (Tabelle 16).

Tabelle 16: Mittelgebirgsbäche und -flüsse: hydromorphologische Parameter, die den stärksten Gradienten innerhalb des Datensatzes zeigen (getrennt für die jeweiligen Typengruppen, basierend auf der Verfahrensbeschreibung der LAWA).

Die Daten basieren auf NMS Analysen der hydromorphologischen Parameter; der Korrelationskoeffizient nach Pearson ist für die Parameter angegeben, die die stärksten Korrelationen mit der ersten und zweiten Achse der NMS aufweisen. n = Anzahl der Datensätze für eine Typengruppe. Kursive Zahlen: Korrelationskoeffizienten mit der dritten Achse (diese wurden dann angegeben, wenn sie stärker sind als die mit der zweiten Achse)

Gewässertyp-Nummer		5, 5.1	6, 7	9, 9.1, 9.2
n		163	22	70
Laufform	1. Axis	-0,62	0,02	0,25
	2. Axis	-0,10	0,67	-0,51
Längsbänke	1. Axis	0,66	0,41	0,66
	2. Axis	-0,11	-0,67	-0,39
Besondere Laufstrukturen (z. B. Laufweitung/-gabelung/-verengung, Sturzbaum, Treibholzansammlung)	1. Axis	0,68	-0,21	0,51
	2. Axis	0,05	-0,68	-0,42
Tiefenvarianz	1. Axis	0,84	-0,34	0,79
	2. Axis	-0,13	-0,79	-0,34
Querbänke	1. Axis	0,79	0,04	
	2. Axis	-0,20	-0,76	
Strömungsdiversität	1. Axis	0,66	0,12	0,71
	2. Axis	-0,22	-0,79	-0,30
Profiltyp: Trapez, Doppeltrapez	1. Axis		-0,52	-0,33
	2. Axis		0,24	-0,63
Profiltiefe	1. Axis	-0,55	-0,12	-0,58
	2. Axis	0,17	0,56	0,41
Breitenvarianz	1. Axis	0,69	0,22	0,42
	2. Axis	-0,16	-0,84	-0,53
Substratdiversität	1. Axis	0,79	-0,25	0,61
	2. Axis	-0,12	-0,69	-0,54
Besondere Sohlstrukturen (z. B. Schnellen, Stillwasserpools, Totholz)	1. Axis	0,85	-0,39	0,86
	2. Axis	0,00	-0,53	-0,44
Uferverbau: Steinschüttung/Steinwurf	1. Axis			-0,15
	2. Axis			-0,60
Besondere Uferstrukturen (z. B. Prallbaum, Holzansammlung)	1. Axis	0,84	0,02	0,51
	2. Axis	-0,20	-0,75	-0,68

Die Analyse der Typengruppen des Tieflandes ergab im Unterschied zum Mittelgebirge kein einheitliches „Set“ an Parametern für alle Typen; hier muss wie folgt zwischen den Typengruppen unterschieden werden (Tabelle 17).

Tabelle 17: Tieflandbäche und -flüsse: hydromorphologische Parameter, die den stärksten Gradienten innerhalb des Datensatzes zeigen (getrennt für die jeweiligen Typengruppen, basierend auf der Verfahrensbeschreibung der LAWA).

Die Daten basieren auf NMS Analysen der hydromorphologischen Parameter; der Korrelationskoeffizient nach Pearson ist für die Parameter angegeben, die die stärksten Korrelationen mit der ersten und zweiten Achse der NMS aufweisen. n = Anzahl der Datensätze für eine Typengruppe. Kursive Zahlen: Korrelationskoeffizienten mit der dritten Achse (diese wurden dann angegeben, wenn sie stärker sind als die mit der zweiten Achse)

Gewässertyp-Nummer		11, 19	12, 15, 17	14, 16
n		21	29	15
Gewässerlage: freie Landschaft	1. Axis		0,90	
	2. Axis		-0,17	
Laufform	1. Axis	0,58	-0,29	-0,74
	2. Axis	0,09	-0,54	-0,59
Längsbänke	1. Axis	-0,46		0,81
	2. Axis	-0,61		0,51
Besondere Laufstrukturen (z. B. Laufweitung/-gabelung/-verengung, Sturzbaum, Treibholzansammlung)	1. Axis	-0,70	-0,09	0,82
	2. Axis	-0,50	0,82	0,84
Rückstau	1. Axis	0,26		
	2. Axis	0,53		
Querbänke	1. Axis			0,78
	2. Axis			0,68
Querbauwerke	1. Axis	-0,62		
	2. Axis	-0,03		
Strömungsdiversität	1. Axis		-0,01	0,44
	2. Axis		0,76	0,73
Profiltyp: Trapez, Doppeltrapez	1. Axis	0,73	0,23	-0,81
	2. Axis	-0,02	-0,53	-0,38
Profiltiefe	1. Axis			-0,51
	2. Axis			-0,47
Breitenvarianz	1. Axis			0,71
	2. Axis			0,84
Sohlenverbau: Steinschüttung	1. Axis			-0,73
	2. Axis			-0,28
Substratdiversität	1. Axis	-0,57	0,28	0,72
	2. Axis	-0,40	0,71	0,74
Besondere Sohlstrukturen (z. B. Schnellen, Stillwasserpools, Totholz)	1. Axis	-0,65	0,25	0,76
	2. Axis	-0,54	0,89	0,89
Uferbewuchs	1. Axis	-0,60	0,91	
	2. Axis	-0,20	-0,09	
Uferbewuchs: Verbau	1. Axis		0,39	
	2. Axis		-0,64	
Uferverbau: Steinschüttung/Steinwurf	1. Axis	0,64		
	2. Axis	0,06		
Besondere Uferstrukturen (z. B. Prallbaum, Holzansammlung)	1. Axis	-0,66	0,08	
	2. Axis	0,73	0,90	

Ähnlich wie die Nutzungsvariablen zu einem Index verrechnet wurden, wurde auch aus den hydromorphologischen Parametern der „Vor-Ort“-Kartierung ein Strukturindex abgeleitet. Analog zur Verfahrensbeschreibung der LAWA (2001) erhielt jede Ausprägung eines für eine bestimmte Typengruppe identifizierten Parameters einen Wert zwischen 1 (natürlicher Zustand) und 7 (völlig überformter Zustand) zugeordnet. Für die Parameter, die gemäß der Verfahrensbeschreibung einer 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, $\geq 5,51$ = bad.

Die Analyse der Parameter aus dem AQEM site protocol ergab für die Typen(gruppen) 5, 9 sowie 14+15 leicht unterschiedliche „Sets“ an Parametern (Tabelle 18).

Tabelle 18: Ausgewählte Mittelgebirgs- und Tieflandbäche und -flüsse: hydromorphologische Parameter, die den stärksten Gradienten innerhalb des Datensatzes zeigen (getrennt für die jeweiligen Typen/Typengruppen, basierend auf dem AQEM site protocol).

Die Daten basieren auf NMS Analysen der hydromorphologischen Parameter; der Korrelationskoeffizient nach Pearson ist für die Parameter angegeben, die die stärksten Korrelationen mit der ersten und zweiten Achse der NMS aufweisen. n = Anzahl der Datensätze für eine Typengruppe. Kursive Zahlen: Korrelationskoeffizienten mit der dritten Achse (diese wurden dann angegeben, wenn sie stärker sind als die mit der zweiten Achse)

Gewässertyp-Nummer		5	9	14, 15
n		57	40	77
Totholz-Räumung	1. Axis	-0,00		
	2. Axis	-0,74		
Beschattung [%]	1. Axis	-0,09	-0,54	-0,75
	2. Axis	0,66	-0,03	0,12
Anzahl Totholzdämme	1. Axis	0,04	-0,65	-0,54
	2. Axis	0,64	-0,06	0,44
Anzahl Holzstämme	1. Axis	-0,14	-0,56	-0,70
	2. Axis	0,50	0,13	0,59
Uferbefestigung: keine Uferbefestigung [%]	1. Axis	0,14		-0,73
	2. Axis	0,82		0,16
Uferbefestigung: Beton [%]	1. Axis		0,33	
	2. Axis		0,50	
Eintiefung [m]	1. Axis	-0,45		
	2. Axis	-0,81		
Punktuelle Einleitungen	1. Axis	-0,23		
	2. Axis	-0,75		
Xylal [%]	1. Axis	0,03		-0,76
	2. Axis	0,65		0,09
FPOM [%]	1. Axis	0,11		-0,36
	2. Axis	0,39		-0,33
Seen im Längsverlauf	1. Axis		0,55	
	2. Axis		0,65	
CPOM [%]	1. Axis		-0,50	-0,57
	2. Axis		-0,11	-0,03
Anzahl organische Substrate	1. Axis			-0,58
	2. Axis			0,17
Deiche stromabwärts	1. Axis			0,60
	2. Axis			0,07

Korrelationsanalysen und die Identifikation der Kandidatenmetrics

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

- Berechnung der in der Gruppenliste aufgeführten Metrics für jede Artenliste, die für den Gewässertyp vorliegt (vgl. Kapitel 2.2.1.3, „Metricberechnung“).
- Durchführung von Korrelationsanalysen zwischen den Nutzungsparametern, dem Nutzungsindex und den Strukturparametern als unabhängige Variable (vgl. Kapitel 2.2.1.3, „Auswahl geeigneter Nutzungs- und Strukturparameter“) und den Metric-Ergebnissen als abhängige Variable (Spearman-Rangkorrelation; durchgeführt mit den Programmen STATISTICA, XLStat oder SPSS). Jeder der Parameter wurde einzeln mit dem Ergebnis jedes Metrics korreliert, jeweils für alle Probestellen des Gewässertyps für den die entsprechenden Nutzungs- und Strukturdaten vorliegen. Die Korrelationsanalysen zwischen Metric-Ergebnissen und Landnutzung (vier Landnutzungsparameter) konnten somit für jeden Gewässertyp durchgeführt werden, bei den Korrelationsanalysen zwischen Metric-Ergebnissen und Gewässerstruktur gab es hingegen je nach Datenlage Abweichungen; prinzipiell waren zwei Analyseformen möglich:
 - Metricergebnisse und Strukturparameter aus dem AQEM site protocol (bis zu neun hydromorphologische Parameter);
 - Metricergebnisse und Strukturparameter aus der Gewässerstrukturgüte (GSG) „Vor-Ort“-Kartierung (bis zu elf hydromorphologische Parameter).
- Die Korrelationsanalysen der Metric-Ergebnisse mit den zwei Formen der Strukturdaten wurden grundsätzlich getrennt durchgeführt (d. h., es wurden z. B. keine „Vor-Ort“ Daten und AQEM site protocol-Daten vermischt). Die Analysen wurden dann durchgeführt, wenn für eine Form der Strukturdaten Angaben zu mindestens zehn Probestellen vorlagen.
- Jede Analyse wurde dokumentiert, indem die Filterkriterien für die Datensätze und die Probennummern aller Artenlisten, die in die Analyse eingingen festgehalten wurden. Das Produkt der Korrelationsanalysen, einzeln für jeden der 18 Gewässertypen durchgeführt, sind ungefähr 20.000 Einzelergebnisse.

- Aus dieser Vielzahl an Einzelergebnissen wurde eine Übersicht erstellt, die die Metrics enthält, die je Gewässertyp am besten mit den Nutzungsvariablen korrelieren. Hieraus wurden für jede Metric-Gruppe („Zusammensetzung/-Abundanz“, „Vielfalt/Diversität“, „Toleranz“, „Funktionale Metrics“) die drei Metrics ausgewählt, die am besten mit einem Landnutzungsparameter korrelieren. Mit Hilfe derselben Arbeitsschritte wurden auch die Korrelationskoeffizienten der hydromorphologischen Parameter weiterbearbeitet. Die Ergebnisse dieser ersten Auswertung sind in Tabelle 19, Tabelle 20 und Tabelle 21 zusammengefasst.
- Die 18 Fließgewässertypen, für die die Korrelationsanalysen durchgeführt worden sind, wurden wie folgt zu Typengruppen zusammengefasst: Bäche und Flüsse der Alpen (Gewässertyp 1), Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes (Typen 2-4), Mittelgebirgsbäche (Typen 5-7), Mittelgebirgsflüsse (Typen 9-9.2), organisch geprägte Tieflandbäche und -flüsse (Typen 11 und 12), mineralisch geprägte Tieflandbäche und -flüsse (Typen 14-19).
- Die Ergebnisse der einzelnen Korrelationsanalysen innerhalb einer 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 (vgl. Abbildung 5).
- Die Kandidatenmetrics umfassen grundsätzlich mindestens je einen Metric einer der vier Hauptgruppen („Zusammensetzung und Abundanz“, „Vielfalt und Diversität“, „Toleranz“, „funktionale Metrics“). Die Ergebnisse dieses letzten Auswahlsschrittes gibt Tabelle 22 wieder.

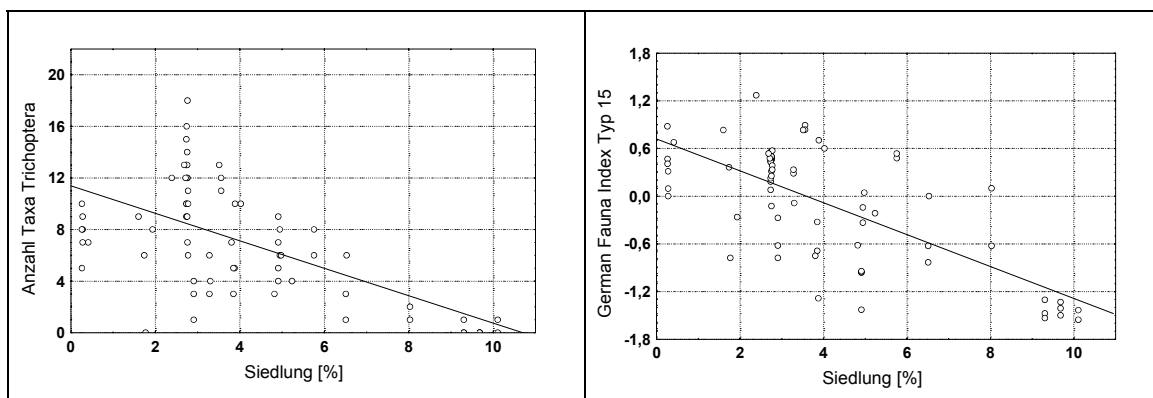


Abbildung 5: Beispiel für Korrelationsanalysen – Gewässertyp 15 (Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse).

Tabelle 19 (folgende Seiten): Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Landnutzungsparametern korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten)

r = Korrelationskoeffizient, Pa = Landnutzungsparameter, A = Ackerflächen/Dauerkulturen (arable land), F = Wälder (forest), P = Weide (pasture), U = Siedlungsflächen (urban areas), I = Nutzungsindex, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet.

[illegible]

[illegible]

	Typ 2		Typ 3		Typ 4		Typ 5		Typ 5.1		Typ 6		Typ 7		Typ 9		Typ 9.1		Typ 9.2		Typ 11		Typ 12		Typ 14		Typ 15		Typ 16		Typ 17		Typ 19			
Metric-Typ/Metric	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r	r	Pa r		
(Ind.)																																				
rheo- bis limnophil [%] (Ind.)																									0,57	U							0,45	U		
rheo- bis limnophil [%] (HK)																					0,90	P														
rheobiont [%] (Ind.)																													0,70	F						
rheobiont [%] (HK)																													0,70	F						
Anteil Strömungsindiffe- rente [%] (Ind.)													0,57	F																						
Rheoindex (Ind.)																					0,92	U														
Rheoindex (HK)										0,40	A	0,47	U				0,51	A			0,90	U														
Strömungspräferenzen- index (HK)																							0,90	P									0,54	U		
Anteil Strömungsindiffe- rente [%] (HK)										0,44	F	0,57	U				0,49	F																		
Psammal [%] (Ind.)				0,59	A																															
Akal [%] (Ind)	0,74	P		0,49	F																															
Lithal [%] (HK)						0,81	I																													
POM [%] (Ind.)																	0,48	F																		
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1"												0,47	F						0,39	U																
Weidegänger u. Abkratzer [%] (Ind.)																							0,93	F												
Zerkleinerer [%] (Ind.)																														0,61	F					
Sammler [%] (Ind.)																								0,59	P							0,73	U			
Passive Filtrierer [%] (Ind.)																			0,91	U						0,59	P									
Räuber [%] (Ind.)																																	0,77	U		
RETI (Ind.)																									0,43	U				0,66	F	0,89	F			

Tabelle 20 (folgende Seiten): Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Strukturparametern der „Vor-Ort-Kartierung“ (Verfahrensbeschreibung der LAWA) korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten)

r = Korrelationskoeffizient, Pa = Strukturparameter, Uv = Uferverbau, I = Gewässerstrukturgüteindex (nur für Typ 1 verwendet, da hier keine Daten zu den einzelnen Parametern vorlagen), Sd = Strömungsdiversität, BL = Besondere Laufstrukturen, BU = Besondere Uferstrukturen, T = Tiefenvarianz, Bv = Breitenvarianz, P = Profiltyp, St = Substratdiversität, Q = Querbänke, BS = Besondere Sohlstrukturen, Sv = Sohlenverbau, R = Rückstau, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet

	Typ 1		Typ 4		Typ 5		Typ 5.1		Typ 6		Typ 7		Typ 9		Typ 9.1		Typ 14		Typ 15		Typ 19	
Metric-Typ/Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Zusammensetzung/Abundanz																						
Hirudinea [%] (Ind.)			0,61	Uv																		
Crustacea [%] (Ind.)	0,65	I									0,38	Sd			0,57	Uv	0,55	BL	0,73	Sd		
Ephemeroptera [%] (Ind.)					0,28	Sd	0,66	Sd	0,69	BU											0,58	St
Plecoptera [%] (Ind.)	0,27	I	0,68	BL					0,81	BU	0,50	T	0,77	Bv			0,50	Sd	0,60	BL		
Trichoptera [%] (Ind.)			0,67	BL							0,72	BU										
Coleoptera [%] (Ind.)					0,26	Sd																
EPT-Taxa [%] (HK)					0,28	Uv	0,65	P	0,75	BU			0,63	BU	0,57	St	0,57	Q	0,39	BL	0,49	Uv
EPTCBO-Taxa [%] (Ind.)	0,30	I					0,62	Sd					0,63	BU	0,49	Uv					0,51	Uv
Vielfalt/Diversität																						
# Hirudinea			0,70	BL																		
# Crustacea	0,62	I																	0,61	BU	0,57	Uv
# Ephemeroptera															0,46	BS	0,50	Sv				
# Plecoptera					0,38	Bv	0,68	BS	0,83	Bv			0,71	Bv	0,47	BU			0,60	BL		
# Trichoptera									0,86	Sd									0,56	BL		
# Coleoptera					0,38	Bv																
# EPT-Taxa	0,56	I							0,80	Sd			0,47	Bv								
# EPTCBO	0,56	I			0,35	Bv							0,50	Bv			0,57	Sv				
Margalef Index							0,57	St			0,62	BS					0,63	Sd				
Simpson-Index			0,74	BL							0,72	BS									0,53	Uv
Shannon-Wiener-Index			0,74	BL			0,55	Bv			0,73	BS			0,49	BS					0,51	R
Toleranz																						
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5	0,66	I			0,45	Bv					0,47	P										
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9															0,63	St						
Fauna-Index organische Bäche Typ 11																						
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14																	0,71	BL	0,72	BU	0,72	Q
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15																	0,78	BL			0,63	Q
Benthosindex Rhithral																			0,97	BL	0,59	BU

	Typ 1		Typ 4		Typ 5		Typ 5.1		Typ 6		Typ 7		Typ 9		Typ 9.1		Typ 14		Typ 15		Typ 19	
Metric-Typ/Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Benthosindex Potamal															0,77	St						
Benthosindex Rhith. & Pot.			0,86	Q									0,63	Bv	0,61	St	0,65	Sd				
Rhithron-Typie-Index			0,82	BL			0,65	P			0,57	Bv	0,66	Bv								
PSM-Index nach Liess							0,57	BU	0,83	Bv												
Anteil Oligosaprobe [%] (Ind.)					0,39	Bv																
Anteil Oligosaprobe [%] (HK)			0,84	BL					0,79	Bv			0,68	Bv					0,72	BU		
Anteil Xenosaprobe [%] (Ind.)	0,65	I																				
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)	0,60	I			0,37	Bv	0,49	T	0,82	Bv	0,49	Q										
Funktionale Metrics																						
Hypocrenal [%] (Ind.)					0,36	Bv											0,63	Sd				
Epirhithral [%] (Ind.)	0,66	I	0,83	BL									0,71	Bv								
Metarhithral [%] (Ind.)													0,62	Bv					0,57	BU	0,62	Q
Hyporhithral [%] (Ind.)					0,40	Sd																
Epipotamal [%] (Ind.)			0,82	BL	0,33	Sd																
Metapotamal [%] (Ind.)			0,82	BL									0,66	Bv								
Hypopotamal [%] (Ind.)																						
Litoral [%] (Ind.)																						
Crenal total [%] (Ind.)							0,79	St			0,69	Q										
Rhithral total [%] (Ind.)																						
Potamal total [%] (Ind.)																					0,60	Q
limno- bis rheophil [%] (Ind.)																						
rheo- bis limnophil [%] (Ind.)											0,73	BL										
rheo- bis limnophil [%] (HK)																						
rheobiont [%] (Ind.)							0,79	St							0,56	Uv						
rheobiont [%] (HK)															0,54	Uv						
Anteil Strömungsindifferente [%] (Ind.)																	0,57	Sd				
Rheoindex (Ind.)																					0,59	Uv
Rheoindex (HK)									0,83	Sd												

	Typ 1		Typ 4		Typ 5		Typ 5.1		Typ 6		Typ 7		Typ 9		Typ 9.1		Typ 14		Typ 15		Typ 19	
Metric-Typ/Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Strömungspräferenzenindex (HK)									0,81	Sd												
Anteil Strömungsindifferente [%] (HK)																			0,73	BL		
Psammal [%] (Ind.)																						
Akal [%] (Ind.)									0,81	Bv					0,54	BS						
Lithal (HK) (Ind.)	0,68	I																				
POM [%] (Ind.)							0,75	Bv														
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1"																						
Weidegänger u. Abkratzer [%] (Ind.)											0,67	Bv					0,60	Pt				
Zerkleinerer [%] (Ind.)																			0,73	Sd		
Sammler [%] (Ind.)	0,70	I																				
Passive Filtrierer [%] (Ind.)																						
Räuber [%] (Ind.)																						
RETI (Ind.)															0,57	Bv						

Tabelle 21: Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Strukturparametern des AQEM site protocols korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten)

r = Korrelationskoeffizient, Pa = Strukturparameter, a25 = Seen im Längsverlauf, a59 = Deiche stromabwärts, a69 = Beschattung, a74 = Anzahl Totholzdämme, a75 = Anzahl Holzstämme, a79 = Uferbefestigung, a87 = Eintiefung, a92 = Befestigungen im Längsverlauf an der Probestelle, a97 = Einleitungen, a104 = biotische Mikrohabitate, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet

Metric-Typ/Metric	Typ 5		Typ 9		Typ 14		Typ 15	
	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Zusammensetzung/Abundanz								
Hirudinea [%] (Ind.)								
Crustacea [%] (Ind.)	0,44	a97			0,56	a75		
Ephemeroptera [%] (Ind.)								
Plecoptera [%] (Ind.)	0,47	a97	0,57	a25	0,60	a69		
Trichoptera [%] (Ind.)							0,83	a75
Coleoptera [%] (Ind.)			0,75	a75				
EPT-Taxa [%] (HK)	0,62	a87	0,51	a25	0,75	a75	0,70	a92
EPTCBO-Taxa [%] (Ind.)							0,62	a104
Vielfalt/Diversität								
# Hirudinea								
# Crustacea							0,61	a104
# Ephemeroptera	0,70	a87						
# Plecoptera					0,60	a69		
# Trichoptera			0,78	a74			0,63	a92
# Coleoptera								
# EPT-Taxa	0,72	a87	0,76	a74	0,58	a75		
# EPTCBO	0,74	a87	0,73	a74	0,50	a59		
Margalef Index								
Simpson-Index								
Shannon-Wiener-Index							0,59	a104
Toleranz								
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5								
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9			0,63	a25				
Fauna-Index organische Bäche Typ 11								
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14					0,83	a75	0,74	a104
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15					0,77	a75	0,82	a75
Benthosindex Rhithral			0,69	a75				
Benthosindex Potamal								
Benthosindex Rhith. & Pot.							0,70	a79
Rhithron-Typie-Index								
PSM-Index nach Liess								
Anteil Oligosaprobe [%] (Ind.)	0,69	a75						
Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	0,64	a69	0,69	a75	0,69	a75		
Anteil Xenosaprobe [%] (Ind.)	0,61	a69						
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)								

	Typ 5		Typ 9		Typ 14		Typ 15	
Metric-Typ/Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Funktionale Metrics								
Hypocrenal [%] (Ind.)	0,60	a69						
Epirhithral [%] (Ind.)	0,62	a75						
Metarhithral [%] (Ind.)					0,74	a74		
Hyporhithral [%] (Ind.)					0,76	a75		
Epipotamal [%] (Ind.)								
Metapotamal [%] (Ind.)			0,63	a25	0,80	a75		
Hypopotamal [%] (Ind.)								
Litoral [%] (Ind.)								
Crenal total [%] (Ind.)			0,63	a25				
Rhithral total [%] (Ind.)								
Potamal total [%] (Ind.)								
limno- bis rheophil [%] (Ind.)								
rheo- bis limnophil [%] (Ind.)								
rheo- bis limnophil [%] (HK)								
rheobiont [%] (Ind.)							0,80	a75
rheobiont [%] (HK)							0,75	a75
Anteil Strömungsindifferente [%] (Ind.)								
Rheindex (Ind.)								
Rheindex (HK)			0,66	a75				
Strömungspräferenzenindex (HK)	0,60	a69					0,80	a75
Anteil Strömungsindifferente [%] (HK)								
Psammal [%] (Ind.)								
Akal [%] (Ind.)								
Lithal [%] (HK)								
POM [%] (Ind.)								
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1"								
Weidegänger u. Abkratzer [%] (Ind.)								
Zerkleinerer [%] (Ind.)								
Sammler [%] (Ind.)								
Passive Filtrierer [%] (Ind.)								
Räuber [%] (Ind.)								
RETI (Ind.)								

Tabelle 22: Kandidatenmetrics für das Modul „Allgemeine Degradation“

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

	Bäche und Flüsse der Alpen	Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes	Mittelgebirgsbäche	Mittelgebirgsflüsse	Organisch geprägte Tieflandbäche und -flüsse	Mineralisch geprägte Tieflandbäche und -flüsse
Gewässertypen	1	2-4	5-7	9-9.2	11-12	14-19
Zusammensetzung/Abundanz						
EPT-Taxa [%] (HK)						
Crustacea [%] (Ind.)						
Plecoptera [%] (Ind.)						
Vielfalt/Diversität						
# Plecoptera						
# Trichoptera						
# EPT-Taxa						
Diversität (Margalef Index)						
Diversität (Shannon-Wiener-Index)						
Toleranz						
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5						
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9						
Fauna-Index organische Bäche Typ 11						
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14						
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15						
Benthosindex Rhith. & Pot.						
Rhithron-Typie-Index						
Anteil Oligosaprobe [%] (HK)						
Anteil Xenosaprobe [%] (Ind.)						
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)						
Funktionale Metrics						
Epirhithral [%] (Ind.)						
Metarhithral [%] (Ind.)						
Litoral [%] (Ind.)						
rheobiont [%] (HK)						
Rheoindex (Ind.)						
Rheoindex (HK)						
Akal [%] (Ind.)						
Lithal [%] (HK)						
POM [%] (Ind.)						
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1"						
Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)						
Zerkleinerer [%] (Ind.)						
Sammler [%] (Ind.)						
RETI (Ind.)						

Standardisierung der Klassengrenzen und Auswahl der Core Metrics

Bei der Verrechnung verschiedener Metrics ergibt sich das Problem, dass fast jeder Index unterschiedlich skaliert ist: Der Metric „Anzahl Plecoptera Arten“ kann Werte von 1-n annehmen, der Metric „Anteil der Zerkleinerer [%]“ Werte von 1-100 und der Deutsche Fauna Index Werte von -2 bis +2. 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.

Oberer und unterer Ankerpunkt wurden für jeden der Kandidatenmetrics und jeden Gewässertyp separat ermittelt. Dazu wurden drei verschiedene Verfahren angewandt:

- Aus den Werten des Kandidatenmetrics für alle Probestellen des Gewässertyps wurde das 95 %-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.
- Wann immer Daten zu referenznahen oder stark degradierten Probestellen fehlen, liefert das o. a. Verfahren keine sinnvollen Ergebnisse. In diesem Fall wurden die Werte des Kandidatenmetrics für alle Probestellen des Gewässertyps mit der Degradation des Einzugsgebietes (Nutzungsindex, vgl. Kapitel 2.2.1.3, „Auswahl geeigneter Nutzungs- und Strukturparameter“) oder der morphologischen Degradation (Strukturindex, s. o.) korreliert. Die Ankerpunkte ergaben sich in diesem Fall durch Extrapolierung der Ausgleichsgerade auf den Wert eines „sehr guten“ bzw. „schlechten“ Struktur- oder Nutzungsindex.
- Die mit beiden Verfahren gewonnenen Werte wurden abschließend aus der Kenntnis des Gewässertyps heraus korrigiert.

Die Ergebnisse der Verfahren und die resultierenden Ankerpunkte sind für jeden Gewässertyp im Anhang IV 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“, 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 in Kapitel 2.2.1.3 („Korrelationsanalysen und die Auswahl der Kandidatenmetrics“) geschilderten Vorgehen waren für die einzelnen Gewässertypen Kandidatenmetrics identifiziert worden. 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, 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 „Funktionale Metrics“

Darüber hinaus wurde angestrebt, für ähnliche Gewässertypen (z. B. alle Mittelgebirgsbäche) möglichst die gleiche Metric-Kombination auszuwählen.

Für jeden Gewässertyp ergaben sich aus den Kandidatenmetrics mehrere mögliche Kombinationen, die diese Anforderungen an den 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 Indices 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. Tabelle 23 zeigt ein Beispiel; Einzelheiten sind Anhang V zu entnehmen.

Tabelle 23: Getestete Alternativen des multimetrischen Index für den Gewässertyp 15 (Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse)

	Diversität (Shannon-Wiener-Index)	Litoral [%] (Ind.)	rheophil [%] (HK)	Zerkleinerer [%] (Ind.)	Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15	EPT-Taxa [%] (HK)	# Plecoptera	# Trichoptera	r (Ergebnis der Korrelation mit Strukturindex)	r (Ergebnis der Korrelation mit Nutzungsindex)
MI15_1	x	x	x	x	x	x			-0,449	-0,429
MI15_2		x	x	x	x	x	x		-0,468	-0,497
MI15_3		x	x	x	x	x		x	-0,511	-0,472
MI15_4	x		x	x	x	x	x		-0,553	-0,457
MI15_5	x		x	x	x	x		x	-0,576	-0,403

Die ausgewählten Multimetrischen Indices bilden das Modul „Allgemeine Degradation“ des Bewertungsverfahrens, sofern sie nicht in der Plausibilitätskontrolle noch korrigiert wurden.

Sowohl für die einzelnen Metrics als auch für die Multimetrischen Indices wurden abschließend die Grenzen der Ökologischen Zustandsklassen festgelegt. Dies erfolgte pauschal, da typspezifische Unterschiede bereits über die Festlegung der Ankerpunkte abgefangen worden waren. 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.

Plausibilitätskontrolle

Der Entwurf des deutschen Bewertungssystems mit dem Makrozoobenthos wurde in einem abschließenden Schritt einer Plausibilitätskontrolle unterzogen. Hierzu wurde das Ergebnis des Multimetrischen Index für eine größere Zahl von Probestellen berechnet und in der Reihenfolge „bestes Bewertungsergebnis“ bis „schlechtestes Bewertungsergebnis“ geordnet. Diese Ergebnisse wurden am 28.11.2003 an folgende Experten geschickt, mit der Bitte, die Plausibilität der Ergebnisse zu überprüfen:

- Anne Holm (LANU Schleswig-Holstein)
- Jörg Schönfelder (LUA Brandenburg)
- Marina Carstens (LUNG Mecklenburg-Vorpommern)
- Klaus Wendling (WWV Rheinland-Pfalz)
- Mechthild Banning (HLUG Hessen)
- Regina Biss (LfU Baden-Württemberg)
- Folker Fischer (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft)
- Barbara Guhl (LUA Nordrhein-Westfalen)
- Eva Kairies (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie)
- Andrea Sundermann, Peter Haase, Susanne Lohse (Forschungsinstitut Senckenberg)

Im Folgenden sind die jeweiligen Stellungnahmen kurz zusammengefasst und die daraus resultierenden Konsequenzen erläutert.

Tabelle 24: Zusammenfassende Übersicht über die Anmerkungen der Experten im Rahmen der Plausibilitätskontrolle sowie der Konsequenzen für das Bewertungsverfahren.

Bearbeiter	Gewässertyp	Kommentar	Erläuterung/Konsequenz
Fischer	1-4	Übersendung einer detaillierten Liste von Einschätzungen aller bei der Entwicklung des Bewertungsverfahrens berücksichtigten Probestellen und der Einschätzung der Bearbeiter vor Ort. In vielen Fällen deckten sich Bewertungsergebnis und Einschätzung nicht.	Neuentwicklung des Bewertungsverfahrens, wobei Metrics ausgewählt wurden, deren Ergebnisse der Einschätzung der Bearbeiter entsprechen.
Sundermann	3	Ergebnisse unterscheiden sich deutlich von der Einstufung durch die Ortskennerin.	Entwicklung eines neuen MMI
Wendling	5	Datensatz 111 Ihrenbach zu schlecht bewertet	Wenn die Bewertung einzelner Probestellen von der Einschätzung abweicht, ist dies häufig eine Frage der Datenqualität.
Wendling	5.1	Datensätze 39 und 41 Moosalbe zu schlecht bewertet (Bach natürlicherweise mit hohen Feinsubstratanteilen und daher artenärmer)	Wenn die Bewertung einzelner Probestellen von der Einschätzung abweicht, ist dies häufig eine Frage der Datenqualität.

Bearbeiter	Gewässertyp	Kommentar	Erläuterung/Konsequenz
Haase, Lohse	5.1	Einzelne der als „Referenz“ angesehenen Gewässer schneiden deutlich zu schlecht ab	Entwicklung eines neuen MMI
Banning	5, 5.1	Tendenziell zu schlechte Bewertung	Bei einer einheitlichen Datenerhebung ist davon auszugehen, dass sich die Bewertungsergebnisse für viele Probestellen verbessern. Überarbeitung des Bewertungssystems für den Typ 5.1.
Biss	5.1, 6, 7, 9.1	Insgesamt scheint die Bewertung plausibel zu sein. In vielen Fällen, wo die Struktur der Stromsohle beeinträchtigt ist, ist auch der multimetrische Index erniedrigt. Was nicht erfasst wird, ist eine Beeinträchtigung der Uferstrukturen. Hier ist eine eindeutige Bewertungsunterscheidung über den multimetrischen Index nicht möglich. Tendenziell wurden die Probestellen eher zu schlecht als zu gut bewertet. Bei durch Begradigungen rhythralisierten Gewässern wie Dreisam und Kinzig ist die Bewertung eher zu gut. Meines Erachtens sind die Ergebnisse, die auf älteren Daten (v. a. aus den 80iger-Jahren) basieren weniger stimmig als neuere Untersuchungsergebnisse (Datenqualität?)	Hinweis auf Bedeutung qualitativ einheitlicher Daten. Bei einer einheitlichen Datenerhebung ist davon auszugehen, dass sich die Bewertungsergebnisse für viele Probestellen verbessern.
Wendling	9, 9.1	Ergebnisse im Wesentlichen plausibel	keine
Wendling	9, 9.1	Alle Gewässer in Rheinland-Pfalz werden Typ 9, nicht 9.1 zugeordnet	Meldung an Typenkarte
Wendling	9.2	Datensatz 7 „Nahe“ etwas zu gut bewertet	siehe unten
Banning	9, 9.1, 9.2	Tendenziell zu gute Bewertung	Überarbeitung des Bewertungssystems für den Typ 9.2.
Carstens	11, 12	Viel zu schlechte Bewertung	Vermutlich Problem der Typzuweisung; viele der Gewässer sind wohl dem Typ 23 (rückstaubeinflusste Ostseezuflüsse) zuzurechnen. Dieser Typ wird im Jahr 2004 bearbeitet.
Schönfelder	11, 14, 16, 19	Zahlreiche Typ-Umstufungen	Meldung an Typenkarte. Berechnung der umgestuften PS mit dem System für den „korrekten“ Typ Keine Neuentwicklung des Bewertungssystems für die

Bearbeiter	Gewässertyp	Kommentar	Erläuterung/Konsequenz
			Gewässertypen, die von den Umstufungen betroffen waren.
Bellack	12, 19	Viele Fehleinstufungen der Typen	Meldung an Typenkarte.
Carstens	14, 17	Im Wesentlichen zutreffend, tendenziell etwas zu schlechte Bewertung	Bei einer einheitlichen Datenerhebung ist davon auszugehen, dass sich die Bewertungsergebnisse für viele Probestellen verbessern
Schönfelder	15	Bewertung der „kleinen“ und „großen“ Typ 15 Gewässer nach dem gleichen System nicht sinnvoll (z. B. Stepenitz und Spree)	Entwicklung eines zusätzlichen Bewertungssystems für die großen Typ-15 Gewässer (>1,000 km ² EZG).
Bellack	15	Im Wesentlichen plausibel; viele Stellen schneiden relativ schlecht ab.	In der Regel deutlich bessere Bewertung mit dem Bewertungssystem für den Typ 15_groß.
Schönfelder	generell	Typenbildung sollte biozönotisch vorgenommen werden, nicht aufgrund von „top-down“ Kriterien	„Bottom-up“ Überprüfung der Typen erfolgte im Rahmen eines parallelen LAWA Vorhabens. Die Ergebnisse sollten in die nächste Überarbeitung der Typenkarte eingehen.
Holm	15, 16	Referenzgewässer zu schlecht bewertet (vor allem die Bille)	Referenzstellen liegen (bis auf eine Probe an der Bille) durchgehend im Bereich „gut“ bis „sehr gut“. Treffendere Ergebnisse ggf. durch andere Besammlungsmethodik zu erwarten?
Holm	15, 16	Unterschiedliche Bewertung von Proben, die zu verschiedenen Jahreszeiten genommen wurden	Die Artenlisten sind so unterschiedlich, dass sich alle Metrics (auch diejenigen, die nicht im MMI enthalten sind) deutlich unterscheiden. Es ist daher unmöglich, die Bewertungsergebnisse zu vereinheitlichen. Stattdessen wird für jeden Fließgewässertyp die Jahreszeit empfohlen, in der die Bewertungsergebnisse in der Regel besonders plausibel sind.
Holm	16	Die morphologisch degradierte Station an der Reher Au (REA0002) ist durch den Index viel zu hoch eingestuft. Dies kommt sehr wahrscheinlich durch die sehr gute Wasserqualität und große Strukturvielfalt im MW-Bett. Daraus folgt dann eine relativ gute faunistische Besiedlung. Die Besiedlung ist aber längst nicht so gut wie die der Referenzstellen	Solche Fälle treten auf (und sollten auch auftreten!). Bewertet wird, wie sich Strukturveränderungen und EZG-Nutzung auf das MZB auswirken, nicht die Strukturveränderung als solche. Es wurden Metrics verwendet, die in der Regel auf Strukturveränderungen reagieren; wo dies nicht der Fall ist, hat z. B. Begradigung in einem speziellen Fall keine Auswirkungen, da andere positive Faktoren dies überlagern. Die Aussage der Fauna ist daher: nicht verändert, trotz lokal schlechter Struktur.

Zusammenfassend führte die Plausibilitätskontrolle somit zu folgenden Änderungen im Bewertungssystem:

- Völlig neue Multimetrische Indices wurden für die Gewässertypen 1-4 und 5.1 entwickelt. Dabei wurden in erster Linie solche Metrics ausgewählt, deren Ergebnisse mit den Einschätzungen der Bearbeiter vor Ort korrelierten; die Korrelation mit Nutzungs- und Strukturparametern wurde hingegen nur als zweitwichtigstes Kriterium herangezogen.
- Das Bewertungssystem für den Typ 9.2 wurde überarbeitet. Korrigiert wurden die Ankerpunkte der für das Verfahren ausgewählten Core Metrics.
- Der Typ 15 wurde für Bewertungszwecke aufgeteilt in „Typ 15“ und „Typ 15_groß“. Während das Bewertungssystem für Typ 15 unverändert blieb, wurde ein anderer Multimetrischer Index für den Typ 15_groß entwickelt.

2.2.2 Entwicklung des Moduls „Saprobie“

Das Modul zur Bewertung der Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos wurde im Rahmen des Projektes „Leitbildorientierte biologische Fließgewässerbewertung zur Charakterisierung des Sauerstoffhaushaltes“⁶ des Umweltbundesamtes wie folgt entwickelt (Rolauffs et al. 2003):

Das Saprobiensystem nach DIN 38 410 Teil 2 soll auch in Zukunft in einer angepassten und verbesserten Form erhalten bleiben und seinen Platz als ein erprobtes Bewertungsinstrument neben neuen, weiteren Bewertungsmodulen behalten. Ein wesentlicher Schritt dazu war die Revision des Saprobiensystems, die jüngst von dem nationalen Ausschuss DIN-NAW I 3 UA 5 AK 6 „Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchungen“ vorgenommen wurde. Die Revision umfasste vor allem eine erheblich erweiterte und veränderte Liste von Indikatorarten (612 Taxa anstelle von 148 Taxa in der Vorläuferversion).

Ziel des oben genannten Projektes war es, das deutsche Saprobiensystem in der revidierten Fassung auf die Erfordernisse der EG-WRRL hin anzupassen. Im Rahmen des Projektes wurde insbesondere eine gewässertypspezifische Anpassung des Saprobiensystems entwickelt. Für die 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 im Tiefland einen sauberen Fluss, dagegen in den Alpen einen stark belasteten Fluss indizieren kann.

Die Entwicklungsschritte im Rahmen des Projektes basierten auf der neuen Fassung des Saprobiensystems (Norm-Entwurf DIN 38410-1, Ausgabe: 2003-06) sowie auf der vorläufigen deutschen Gewässertypologie nach Schmedtje et al. (2001), in der 20 Gewässertypen definiert wurden. Für möglichst viele der 20 Typen sollten „saprobielle Leitbilder“ beschrieben werden, definiert als Wert des Saprobienindex, der im potenziell natürlichen Zustand einen Fließgewässertyp charakterisiert. Ausgehend von den „saprobiellen Leitbildern“ sollten fünf „saprobielle Qualitätsklassen“ definiert werden, als Abweichung vom „saprobiellen Leitbild“. Diese fünf „saprobiellen Qualitätsklassen“ sollen den von der EG-WRRL geforderten ökologischen Zustandsklassen

⁶ FKZ 200 24 227

„sehr gut“, „gut“, „mäßig“, „unbefriedigend“ und „schlecht“ aus saprobiologischer Sicht entsprechen.

Zur Erreichung dieses Zieles wurde eine Datenbank zur Makrozoobenthosfauna von Gewässern, die möglichst viele deutsche Gewässertypen repräsentieren, aufgebaut. Die Datensätze wurden von Behörden, Universitäten und Firmen akquiriert und mussten bestimmte Qualitätskriterien erfüllen, um zu gewährleisten, dass Unterschiede im Saprobienindex tatsächlich in einer unterschiedlichen organischen Belastung begründet sind und/oder in gewässertypspezifischen Charakteristika und nicht lediglich die Intensität der Besammlung widerspiegeln. Die Datenbank enthält insgesamt 1621 Datensätze.

Basierend auf diesem Datenbestand wurden für 19 der vorläufigen deutschen Gewässertypen „saprobielle Leitbilder“ und „saprobielle Qualitätsklassen“ beschrieben; lediglich für einen Gewässertyp lagen keine Datensätze vor. Es wurden verschiedene Verfahren zur Bestimmung der Leitbilder und Qualitätsklassen getestet; als besonders geeignet erwies sich das Verfahren „best of mit EQR-Klassenbildung“. Hierbei wurde der saprobielle Grundzustand definiert als Mittelwert der 10% niedrigsten Saprobienindices aller Gewässerabschnitte eines Typs, abzüglich der doppelten Standardabweichung. Als „saprobielle Qualitätsklassen“ wurden prozentuale Abweichungen vom „saprobiellen Grundzustand“ verwendet, wobei sich die folgenden Klassengrenzen als sinnvoll erwiesen:

- sehr guter Zustand: $\leq 5\%$ Abweichung vom Leitbild
- guter Zustand: $> 5\% - \leq 25\%$ Abweichung vom Leitbild
- mäßiger Zustand: $> 25\% - \leq 50\%$ Abweichung vom Leitbild
- unbefriedigender Zustand: $> 50\% - \leq 75\%$ Abweichung vom Leitbild
- schlechter Zustand: $> 75\%$ Abweichung vom Leitbild.

2.2.3 Entwicklung des Moduls „Versauerung“

Das biologische Besiedlungsbild des Makrozoobenthos spiegelt die geogenen Unterschiede in der chemischen Beschaffenheit der Bäche im Buntsandstein, Granit und Gneis wider. Bereits zu Beginn des letzten Jahrhunderts weisen verschiedene Untersuchungen auf deutliche Unterschiede in der Besiedlung von Quellen und Quellbächen in Buntsandstein- und Granitgebieten hin, die nicht erst oder gar ausschließlich durch anthropogene Versauerung entstanden sind (Bornhauser 1912, Eidel 1933).

Biologische Untersuchungen in kleinen Fließgewässern des Schwarzwaldes ergaben 1980 zunächst nicht zu erklärende regionale Unterschiede in der Besiedlung der Bäche durch benthische Makroinvertebraten. Erst im Verlauf weiterer Erhebungen zur Gewässergütekarte des Landes Baden-Württemberg in den folgenden Jahren wurde allmählich deutlich, dass das auffällige Fehlen mancher typischer Berg- und Gebirgsbacharten in vielen Buntsandsteinbächen mit dem Säuregrad dieser Gewässer in Beziehung steht (Braukmann 1994, 2001). Die Untersuchungen konnten belegen, dass die Biologie ein Abbild der unterschiedlichen regionalen Empfindlichkeit gegenüber dem anthropogenen Eintrag versauernder Luftschadstoffe darstellt.

2.2.3.1 Hydrogeochemische Säure-Regime-Typen

Durch eine Kombination aus den Wertebereichen von pH-Wert und Säurekapazität, der Zusammenstellung der pH-Bereichs-Gruppen sowie der Ionendiagramme und den Zeitreihen von pH-Wert und Säurekapazität lassen sich für elektrolytarme, säuresensitive Silikatbäche hydrochemische Säure-Regime-Typen formulieren. Ursprünglich wurden vier Säure-Regime-Typen unterschieden (Braukmann 1994, 2000, 2001). Um das ehemals 4-stufige Verfahren mit dem 5-stufigen Klassifikations- und Bewertungsansatz der EG-WRRL in Übereinstimmung zu bringen, wurden die vier Säure-Regime-Typen um eine fünfte erweitert (Braukmann & Biss 2004).

Diese fünf Säure-Regime-Typen werden bei der biologischen Bewertung fünf Säureklassen gleichgesetzt und lassen sich wie folgt unterscheiden:

Typ 1 Permanent neutral (nicht sauer)

Der pH-Wert liegt gewöhnlich über 6,5, meistens um oder über 7, die pH-Minima unterschreiten den Wert von 6,0 nicht. Die Säurekapazität liegt im Mittel zwischen 0,5 und 0,3 mmol/l. Die Bäche sind ausreichend gegen atmosphärischen Säureeintrag gepuffert. In diesen Bächen treten keine biologischen Artendefizite auf. Sie enthalten ein artenreiches Makrozoobenthos.

Typische Bäche: Gut gepufferte Bäche im Gneis und oberen Buntsandstein sowie sämtliche Gewässer der Typen 6 und 7.

Typ 2 Überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer

Die pH-Werte sind ähnlich wie bei Typ 1, aber gelegentliche pH-Erniedrigungen, die jedoch extrem selten unter 5,5 gehen, sind möglich. Die Säurekapazität dieser Bäche ähnelt derjenigen von Klasse 1, sie liegt im Schnitt zwischen 0,3 und 0,2 mmol/l, der kritische Wert von 0,1 wird kaum unterschritten. Die Bäche sind noch ausreichend gepuffert, gelegentliche schwache Säureschübe werden meist hinreichend abgepuffert, so dass biologische Schäden kaum auftreten. Die Biozönose erholt sich in der Regel von den seltenen episodischen Säureschüben schnell. Es treten keine auffälligen biozönotischen Verarmungen auf.

Typische Bäche: Mäßig gepufferte, elektrolytarme Gneis- und Granitbäche sowie mäßig elektrolytarme, oft sulfatreiche Buntsandsteinbäche.

Typ 3 Periodisch (kritisch) sauer

Der pH-Wert liegt normalerweise unter 6,5. Die pH-Minima sinken öfter durch Säureschübe bei der Schneeschmelze oder nach Starkregen unter 5,5. Bei niedrigem (Basis-) Abfluss können die Werte längere Zeit, z. B. während sommerlich-herbstlicher Niedrigwasserperioden im neutralen Bereich liegen. Die Säurekapazität liegt im Mittel zwischen 0,1 und 0,2 mmol/l, der kritische Wert von 0,1 mmol/l kann periodisch unterschritten werden. Nach regelmäßigen Säureschüben treten länger anhaltende ökologische Schäden in den Lebensgemeinschaften in Form von deutlichen Artenfehlbeträgen auf, die erst nach Monaten, zumindest teilweise, kompensiert werden.

Typische Bäche: Elektrolytarme, schwach gepufferte Granit- und Buntsandsteinbäche.

Typ 4 Periodisch stark sauer

Der pH-Wert liegt in der Regel ganzjährig im sauren Bereich um 5,5. Minima des pH-Werts fallen während der Schneeschmelze oder nach Starkregen häufig unter 5 bis

4,3. Die Säurekapazität liegt im Mittel um den kritischen Wert von 0,1 mmol/l, der bei Säureschüben unterschritten wird. Diese Bäche weisen markante ökologische Schäden in den aquatischen Biozönosen auf, die sich in einem meist ganzjährigen Ausfall säuresensitiver Taxa äußern.

Typische Bäche: Elektrolytarme, sehr schwach gepufferte Granitbäche und Buntsandsteinbäche.

Typ 5. Permanent stark sauer:

Der pH-Wert liegt in der Regel ganzjährig im stark sauren Bereich unter 5,5. Minima des pH-Werts fallen während der Schneeschmelze oder nach Starkregen regelmäßig deutlich unter 5, oft sogar unter 4,3. Die Säurekapazität liegt im Mittel unter dem kritischen Wert von 0,1 mmol/l und wird regelmäßig periodisch bis gegen Null unterschritten. Der pH-Wert liegt oft unter dem Bezugs-pH-Wert der Säurekapazität ($K_{S4,3}$) von 4,3. Diese Bäche fallen durch gravierende ökologische Schäden in den aquatischen Biozönosen auf und sind außerordentlich artenarm.

Typische Bäche: Extrem elektrolytarme, ungepufferte Granitbäche und vor allem Buntsandsteinbäche.

Das neu entwickelte biologische Bewertungsverfahren wurde an diesen von pH-Wert und Säurekapazität bestimmten hydrogeochemischen Typen „geeicht“.

Unter der Annahme, dass keine anthropogenen Einträge starker Säuren (Schwefel-, Salpeter- und Salzsäuren) aus der Atmosphäre in die Gewässer stattfinden, würden unter natürlichen Bedingungen nur die Typen 1 bis 3 vorkommen⁷ (vgl. Kapitel 2.3.4.1 „Anwendung des Moduls „Versauerung“ für Bewertungszwecke“). Die Säure-Regime-Typen 4 und 5 treten nur bei anthropogener Säurebeeinflussung auf.

2.2.3.2 Biologische Untersuchungen und chemische Messgrößen

Im Rahmen der Untersuchungen zur Bioindikation säuresensitiver Fließgewässer mit Diatomeen (Diatomeen-Programm Baden-Württemberg, Engelberg 1987, Braukmann 2000) wurden an den gleichen Untersuchungsstellen monatliche Bestandsaufnahmen der Besiedlungsstruktur benthischer Makroinvertebraten durchgeführt.

⁷ Moorausflussbäche sind hier ausgenommen.

Die Untersuchungen haben ergeben, dass die Biozönosen des Makrozoobenthos bei meist sehr niedriger Leitfähigkeit, extrem geringer Säurekapazität und vor allem regelmäßig niedrigen pH-Werten, also in besonders sauren Bächen, offensichtliche Störungen aufwiesen. Während in den Porphyrbächen und den Bächen des Rotliegenden zu allen Jahreszeiten nahezu das gesamte für Mittelgebirgsbäche des Schwarzwaldes charakteristische Spektrum der üblicherweise dominierenden Ephemeropteren (Eintagsfliegen), Plekopteren (Steinfliegen) und Trichopteren (Köcherfliegen) vorhanden war, fehlten in einigen Granit- und Buntsandsteinbächen bestimmte Arten und Gattungen in der Ordnung der Trichopteren und vor allem in der Ordnung der Ephemeropteren. Aufgrund jahrelanger Erhebungen konnte eine umfassende Übersicht über die Zugehörigkeit des Makrozoobenthos zu den unterschiedlichen hydrogeochemischen Säure-Regime-Typen gewonnen werden (Braukmann 2000, 2001). Braukmann (2000) wies nach, dass sich das Artenspektrum permanent neutraler Mittelgebirgsbäche, die zu den artenreichsten Bächen Deutschlands zählen, deutlich von dem episodisch bis periodisch sauren Bächen und ganzjährig sehr sauren Bächen unterscheidet (vgl. auch Braukmann & Biss 2004). Er bildete systematische ökologische Reihungen entlang der versauerungsrelevanten hydrochemischen Gradienten und ermittelte ein Kontinuum der Taxafolge in Abhängigkeit von pH-Wert und Aluminiumgehalt.

Nach ihrer unterschiedlichen Empfindlichkeit gegenüber niedrigen pH-Werten konnten zwei Gruppen benthischer Makroinvertebraten unterschieden werden:

Gruppe säuresensitiver Taxa:

Gammarus fossarum, *Atherix ibis*, *Rhyacophila tristis*, *Hydropsyche* spp., *Rhithrogena* spp., *Epeorus sylvicola*, *Ecdyonurus* spp., *Baetis muticus*, *Baetis rhodani*, *Habroleptoides confusa*, *Atherix (Ibisia) marginata*, *Liponeura* spp. und *Dugesia gonocephala*.

Gruppe säuretoleranter Taxa:

Diura bicaudata, *Thremma gallicum*, *Ameletus inopinatus*, *Oreodytes sanmarcki*, *Chaetopterygopsis maclachlani*, *Chaetopterygini* (hier überwiegend *Chaetopteryx* spp., zumeist *C. villosa*, *Nemurella picteti*, *Rhyacophila evoluta*, *Plectrocnemia* spp., meist *P. conspersa*, aber auch *P. geniculata*, *Elmis latreillei*, *Drusus discolor* und *Nemoura* spp., am häufigsten *N. marginata*.

Analog zu der hydrogeochemischen Einteilung (s. o.) können die pH-Werte und die pH-Sensibilität der Organismen in fünf Bereiche aufgeteilt werden:

Tabelle 25: pH-Sensibilität der Taxa

Bereich	pH-Wert	pH-Sensibilität der Taxa
1	nicht sauer	säureempfindlich
2	schwach sauer	mäßig säureempfindlich
3	kritisch sauer	säuretolerant
4	stark sauer	säureresistent
5	extrem sauer	sehr säureresistent

In der folgenden Tabelle sind den fünf hydrogeochemischen die biologischen Säureklassen gegenübergestellt und charakterisiert:

Tabelle 26: Klasseneinteilung nach hydrogeochemischen und biologischen Faktoren

Säureklasse	Säurezustand	Hydrogeochemisch		Biologisch
		pH-Wert*	Säurekapazität*	
1	permanent neutral (nicht sauer)	6,5 - > 7 nicht < 6,0	0,5-0,3 mmol/l	Säureempfindliche Organismen
2	überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer	um 6,5 - 7 selten < 5,5	0,3-0,2 mmol/l	Mäßig säureempfindliche Organismen
3	periodisch kritisch sauer	< 6,5 - < 5,5	0,2-0,1 mmol/l	Säuretolerante Organismen
4	periodisch stark sauer	um 5,5 <5- 4,3	um 0,1 mmol/l	Säureresistente Organismen
5	permanent extrem sauer	< 5,5 bis zu < 4,3	< 0,1 mmol/l	Sehr säureresistente Organismen
* Mittel- bzw. Orientierungswerte				

Zusätzlich zeigt ein Vergleich der Empfindlichkeit der Organismen gegenüber niedrigen pH-Werten und damit korrespondierenden hohen Aluminiumkonzentrationen

zeigte, dass, unter Berücksichtigung gradueller Abweichungen, die Sensibilität gegenüber beiden Kenngrößen weitgehend übereinstimmt.

Des Weiteren verglich Braukmann (2000, 2001) die empirisch ermittelten biologischen Säureklassen mit den parallel erhobenen chemischen Kenngrößen. Die chemischen Parameter elektrische Leitfähigkeit, Säurekapazität, pH-Wert und Aluminium wurden mittels Boxplots für die ursprünglich vier⁸ unterschiedlichen Säureklassen zusammengefasst. Die Boxplots aller chemischen Parameter belegten, dass die Abgrenzungen der vier biologischen Säureklassen diskrete, kaum überlappende Bereiche umfassen, die gut mit den chemischen Eigenschaften der betreffenden Bäche korrespondieren.

⁸ Verfahren wurde ursprünglich 4-klassig entwickelt; s. Braukmann 2000

2.3 Das neue deutsche Bewertungssystem mit dem Makrozoobenthos

2.3.1 Konzeption des Bewertungssystems

Die Bewertungsverfahren für die einzelnen Fließgewässertypen beruhen auf dem gleichen Prinzip. Die Forderung der EG-WRRL nach einer typspezifischen Bewertung wird durch die Zusammensetzung der jeweils verwendeten Metrics und/oder durch eine an den Referenzzustand des Fließgewässertyps angepasste Zuweisung der Klassengrenzen berücksichtigt.

Das offizielle deutsche 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 können folgende Informationen extrahiert und leitbildbezogen bewertet werden:

Modul „Saprobie“

Die Bewertung der Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos erfolgt mit Hilfe des gewässertypspezifischen, leitbildbezogenen Saprobienindex nach DIN 38 410 (revidiert). Dieses Modul wurde im Rahmen des Projektes „Leitbildorientierte biologische Fließgewässerbewertung zur Charakterisierung des Sauerstoffhaushaltes“⁹ des Umweltbundesamtes entwickelt (Rolauffs et al. 2003) (vgl. Kapitel 2.2.2).

Das Ergebnis des Saprobienindex wird unter Berücksichtigung typspezifischer Klassengrenzen in die Qualitätsklassen „sehr gut“ bis „schlecht“ überführt.

Modul „Allgemeine Degradation“

Dieses Modul spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe) wider, wobei in den meisten Fällen die Beeinträchtigung der Gewässermorphologie den wichtigsten Stressor darstellt.

Das Modul ist als Multimetrischer Index aus Einzelindices, so genannten „Core Metrics“, aufgebaut, die nach folgenden Kriterien ausgewählt wurden:

⁹ FKZ 200 24 227

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

Die Ergebnisse der typ(gruppen)spezifischen Einzelindices werden zu einem Multimetrischen Index verrechnet und dieser wird abschließend in eine Qualitätsklasse von „sehr gut“ bis „schlecht“ überführt.

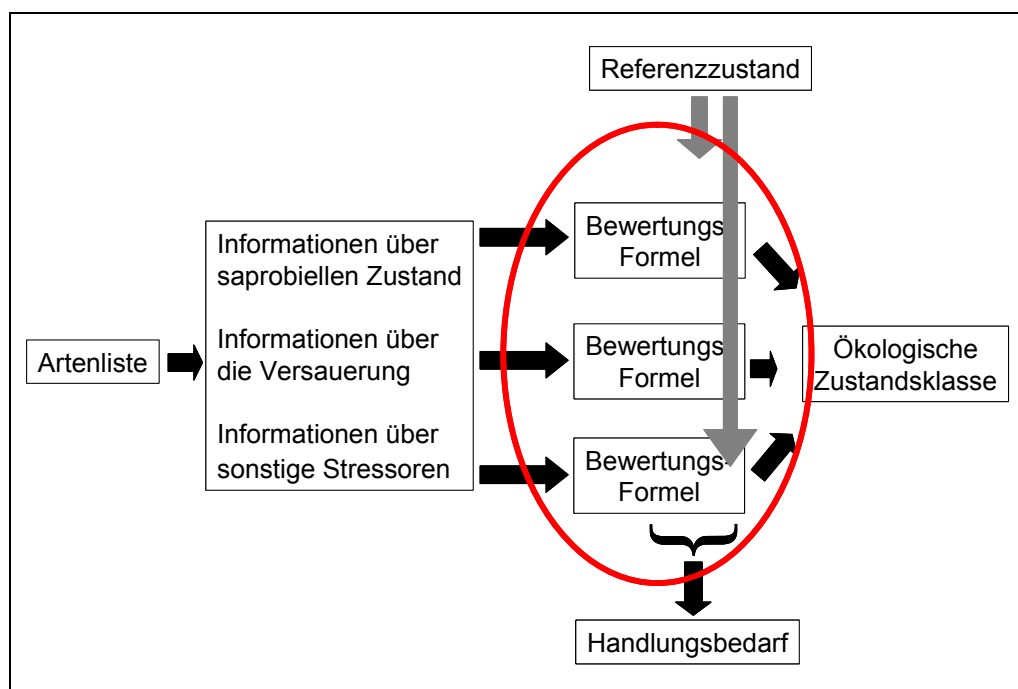


Abbildung 6: Schematische Ablauf der stressorenbezogenen Bewertung von Fließgewässern mittels Makrozoobenthos

Der modulartige Aufbau des Bewertungssystems ermöglicht die Ausgabe von Ergebnissen auf verschiedenen Ebenen.

Ebene 1:	Ökologische Zustandsklasse
Ebene 2:	Ursachen der Degradation (organische Verschmutzung, Versauerung, allgemeine Degradation)
Ebene 3:	Ergebnisse der einzelnen Metrics (Interpretationsmöglichkeit)
Ebene 4:	Ergebnisse aller Metrics, auch der, die nicht für den Multimetrischen Index verwendet wurden

Abbildung 7: Der „Output“ des Bewertungssystems ist in verschiedene Ebenen gegliedert. Die Ebenen 1 und 2 dienen zur Bewertung, die Ebenen 3 und 4 zur Interpretation

Die abschließende Ökologische Zustandsklasse ergibt sich aus den Qualitätsklassen der Einzelmodule: das Modul mit der schlechtesten Klasse gibt das Ergebnis für die Gesamtbewertung vor (Prinzip des „worst case“).

Modul „Versauerung“

Bei den Gewässertypen, die stark von Versauerung betroffen sind (Typ 5 Grobmaterialreiche, silikatische, Mittelgebirgsbäche, Typ 5.1 Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche), wird mit Hilfe dieses Moduls die typspezifische Bewertung des Säurezustandes vorgenommen. Die Berechnung basiert auf einer leicht abgewandelten Form der Säurezustandsklassen nach Braukmann (Braukmann & Biss 2004) und mündet in einer fünfstufigen Einteilung der Säureklassen.

Sofern die Gewässer nicht natürlich sauer sind, entspricht die Säureklasse 1 der Qualitätsklasse „sehr gut“, die Säureklasse 2 der Klasse „gut“, die Säureklasse 3 der Klasse „mäßig“, die Säureklasse 4 der Klasse „unbefriedigend“ und die Säureklasse 5 der Klasse „schlecht“ (vgl. Kapitel 2.2.3). Die Bewertung erfolgt typspezifisch in Abhängigkeit vom definierten Referenzzustand (vgl. Kapitel 2.3.4.1, „Anwendung des Moduls „Versauerung“ für Bewertungszwecke“).

2.3.2 Das Modul „Saprobie“

Für 19 der 20 Gewässertypen der vorläufigen deutschen Gewässertypologie nach Schmedtje et al. (2001) wurden saprobielle Grundzustände definiert (vgl. Kapitel 2.2.2). In einem weiteren Schritt wurden die Gewässertypen mit sehr ähnlichen saprobiellen Grundzuständen zu Gruppen zusammengefasst. Für Gewässertyp 12, für den im Rahmen des UBA-Projektes zum Saprobienindex (Rolaufts et al. 2003) nicht ausreichend Daten zur Verfügung standen, sowie für die Typen 5.1, 9.1, 9.2, 15_groß und 21, die neu in die Typenliste aufgenommen worden waren (Sommerhäuser & Pottgiesser 2003) wurden die saprobiellen Grundzustände von denen vergleichbarer Typen abgeleitet. Tabelle 27 gibt einen Überblick über die saprobiellen Qualitätsklassen der verschiedenen Gewässertyp-Gruppen.

Tabelle 27: Zusammenfassung der 23 deutschen Fließgewässertypen zu saprobiellen Gewässertyp-Gruppen, basierend auf den Ergebnisse des Verfahrens „best of mit EQR-Klassenbildung“ (sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend, schlecht).

Dargestellt sind die Grenzen der „saprobiellen Qualitätsklassen“ für die Gewässertyp-Gruppen sowie die Klassengrenzen der jeweils zugehörigen Typen in vereinfachter Form. Nach Rolaufts et al. (2003), verändert

saprobielle Gruppe (Fettdruck) {Typ-Nr.} Typbezeichnung	„Saprobielle Qualitätsklasse“				
	sehr gut	gut	mäßig	unbefr.	schlecht
Gruppe A: Typen 1, 2	≤ 1,10 – 1,25	> 1,25 – 1,85	> 1,85 – 2,55	> 2,55 – 3,30	> 3,30 – 4,00
{1} Fließgewässer der Alpen	1,11-1,25	1,25-1,83	1,83-2,55	2,55-3,28	3,28-4,00
{2} Fließgewässer des Alpenvorlandes	1,12-1,26	1,26-1,84	1,84-2,56	2,56-3,28	3,28-4,00
Gruppe B: Typen 3, 4, 5, 5.1, 6, 7, 16	≤ 1,25 – 1,40	> 1,40 – 1,95	> 1,95 – 2,65	> 2,65 – 3,35	> 3,35 – 4,00
{3} Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes	1,42-1,55	1,55-2,06	2,06-2,71	2,71-3,35	3,35-4,00
{4} Große Flüsse des Alpenvorlandes	1,25-1,38	1,38-1,93	1,93-2,62	2,62-3,31	3,31-4,00
{5} Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	1,21-1,35	1,35-1,91	1,91-2,61	2,61-3,30	3,30-4,00
{5.1} Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche					
{6} Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	1,31-1,44	1,44-1,98	1,98-2,65	2,65-3,33	3,33-4,00
{7} Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	1,26-1,40	1,40-1,94	1,94-2,63	2,63-3,31	3,31-4,00
{16} Kiesgeprägte Tieflandbäche	1,33-1,46	1,46-2,00	2,00-2,67	2,67-3,33	3,33-4,00
Gruppe C: Typ 9, 9.1, 9.2	≤ 1,40 – 1,55	> 1,55 – 2,05	> 2,05 – 2,70	> 2,70 – 3,35	> 3,35 – 4,00
{9} Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	1,38-1,51	1,51-2,03	2,03-2,69	2,69-3,34	3,34-4,00
{9.1} Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse					
{9.2} Große Flüsse des Mittelgebirges					

saprobielle Gruppe (Fettdruck) {Typ-Nr.} Typbezeichnung	„Saprobielle Qualitätsklasse“				
	sehr gut	gut	mäßig	unbefr.	schlecht
Gruppe D: Typ 11	≤ 1,45 – 1,60	> 1,60 – 2,10	> 2,10 – 2,75	> 2,75 – 3,35	> 3,35 – 4,00
{11} Organisch geprägte Bäche	1,48-1,60	1,60-2,11	2,11-2,74	2,74-3,37	3,37-4,00
Gruppe E: Typen 14, 17	≤ 1,55 – 1,70	> 1,70 – 2,20	> 2,20 – 2,80	> 2,80 – 3,40	> 3,40 – 4,00
{14} Sandgeprägte Tieflandbäche	1,60-1,72	1,72-2,20	2,20-2,80	2,80-3,40	3,40-4,00
{17} Kiesgeprägte Tieflandflüsse	1,64-1,76	1,76-2,23	2,23-2,82	2,82-3,41	3,41-4,00
Gruppe F: Typen 10, 12, 15, 15_groß, 18, 19	≤ 1,75 – 1,90	> 1,90 – 2,30	> 2,30 – 2,90	> 2,90 – 3,45	> 3,45 – 4,00
{10} Kiesgeprägte Ströme	1,91-2,01	2,01-2,43	2,43-2,95	2,95-3,48	3,48-4,00
{12} Organisch geprägte Flüsse					
{15} Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	1,74-1,85	1,85-2,30	2,30-2,87	2,87-3,43	3,43-4,00
{15_groß} Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse, >1.000 km² EZG					
{18} Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	1,77-1,89	1,89-2,33	2,33-2,89	2,89-3,44	3,44-4,00
{19} Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	1,77-1,89	1,89-2,33	2,33-2,89	2,89-3,44	3,44-4,00
Gruppe G: Typ 20, 21	≤ 1,85 – 2,00	> 2,00 – 2,40	> 2,40 – 2,95	> 2,95 – 3,45	> 3,45 – 4,00
{20} Sand- und kiesgeprägte Ströme mit breiten Auen (u. a. Unterläufe der Elbe, Weser, Oder, Rhein)	2,08-2,18	2,18-2,56	2,56-3,04	3,04-3,52	3,52-4,00
{21} Seeausflussgeprägte Fließgewässer					

2.3.3 Das Modul „Allgemeine Degradation“

Bei 21 der 24 deutschen Gewässertypen kann die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ mit Hilfe eines Multimetrischen Index vorgenommen werden, der sich, in Abhängigkeit vom Gewässertyp, aus einer bestimmten Anzahl definierter Einzelindizes zusammensetzt.

Die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ ergibt sich wie folgt:

- Berechnung der Metric-Ergebnisse
- Umwandlung der einzelnen Ergebnisse in einen Wert zwischen 0 und 1 unter Zuhilfenahme folgender Formel:

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

Die oberen und unteren Ankerpunkte eines Metrics entsprechen den Werten 1 (Referenzzustand) und 0 (schlechtester theoretisch auftretender Zustand); Metric-Ergebnisse, die über dem oberen oder unter dem unteren Ankerpunkt liegen werden gleich 1 bzw. 0 gesetzt. Die Ankerpunkte wurden für jeden Metric und jeden Gewässertyp gesondert ermittelt und stehen neben der Auswahl der Core Metrics für die typspezifische Komponente des Verfahrens.

- Der Multimetrische Index wird durch Mittelwertbildung aus den Werten der [0;1]-Intervalle der Einzelmetrics berechnet.
- Das Ergebnis des multimetrischen Index wird für jeden Gewässertyp auf dieselbe Art in die Qualitätsklasse überführt:

sehr gut:	> 0,8
gut:	> 0,6-0,8
mäßig:	> 0,4-0,6
unbefriedigend:	> 0,2-0,4
schlecht:	≤ 0,2
- Ausnahmen stellen die Gewässertypen 10 und 20 sowie 11 und 12 dar.
- Bei der Gewässertypengruppe der Ströme (Typen 10, 20) wird das Ergebnis des Metrics „Potamon-Typie-Index (Häufigkeitsklassen)“ direkt in eine Qualitätsklasse überführt.
- Bei den Ökoregion unabhängigen organisch geprägten Gewässern (Typen 11 und 12) wird zunächst der Metric „Fauna-Index organische Bäche“ (German Fauna Index D02) berechnet. Liegt dieser Wert über 1,2 wird die Qualitätsklasse „sehr gut“ vergeben. Liegt der Wert darunter, wird ein Multimetrischer Index berechnet und analog zu den anderen Gewässertypen in eine Qualitätsklasse überführt. Möglich sind nur die noch verbleibenden Qualitätsklassen „gut“ bis „schlecht“. Die Qualitätsklassen werden in diesem Fall wie folgt berechnet:

gut:	> 0,75
mäßig:	> 0,5-0,75
unbefriedigend:	> 0,25-0,5
schlecht:	≤ 0,25 ¹⁰

¹⁰ Dem abweichenden Vorgehen liegt die Annahme zu Grunde, dass bei den organisch geprägten Bächen und Flüssen der Typen 11 und 12 die erste Degradationsstufe einem naturnahen mineralischen Tieflandgewässer entspricht. Daher werden nur die Gewässer, die sich in einem sehr guten Zustand befinden mit dem Fauna-Index für organische Bäche bewertet; bei allen weiteren greift ein Multimetrischer Index, der vergleichbar mit dem für die mineralischen Tieflandgewässer ist. Da sich diese Annahme in Bearbeitungsphase III auf Grundlage einer größeren Datenbasis nicht belegen ließ, wurde bei dem abschließenden Index-Vorschlag auf ein abweichendes Vorgehen verzichtet und ein Multimetrischer Index für die Typen 11 und 12 vorgelegt.

Die Tabellen in den folgenden Kapiteln geben die Core Metrics der 21 Gewässertypen mit den der Berechnung zu Grunde liegenden Ankerpunkten wieder.

2.3.3.1 Gewässertypengruppe „Fließgewässer der Alpen und des Alpenvorlandes“

Tabelle 28: Core Metrics Gewässertyp 1 (Fließgewässer der Alpen)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	Crustacea [%]	0,00 %	≥ 15,00 %
Toleranz	Fauna-Index Mittelgebirgsbäche	≥ 1,75	≤ -0,50
Toleranz	Anteil Xenosaprobe [%]	≥ 30,00 %	≤ 3,00 %
Funktionale Metrics	Epirhithral-Besiedler [%]	≥ 46,00 %	≤ 23,00 %
Funktionale Metrics	Lithal-Besiedler [%]	≥ 75,00 %	≤ 50,00
Funktionale Metrics	Sammler [%]	≤ 14,00 %	≥ 60,00 %

Tabelle 29: Core Metrics Gewässertyp 2 (Fließgewässer des Alpenvorlandes)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	Plecoptera [%]	≥ 20,00 %	0,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,50	≤ 1,50
Toleranz	Rhithron-Typie-Index	≥ 14,0	≤ 4,00
Toleranz	Fauna-Index Mittelgebirgsbäche	≥ 1,20	≤ -1,50
Toleranz	Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	≥ 40,00 %	≤ 10,00 %

Tabelle 30: Core Metrics Gewässertyp 3 (Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	Plecoptera [%]	≥ 20,00 %	0,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,50	≤ 1,80
Toleranz	Rhithron-Typie-Index	≥ 14,0	≤ 4,00
Toleranz	Fauna-Index Mittelgebirgsbäche	≥ 1,20	≤ -1,50
Toleranz	Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	≥ 40,00 %	≤ 10,00 %

2.3.3.2 Gewässertypengruppe „Mittelgebirgsbäche“

Tabelle 31: Core Metrics Gewässertyp 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	Plecoptera [%]	≥ 25,00 %	0,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,40	≤ 1,80
Toleranz	Fauna-Index Mittelgebirgsbäche	≥ 1,60	≤ -1,40
Funktionale Metrics	Epirhithral-Besiedler [%]	≥ 42,00 %	≤ 10,00 %
Funktionale Metrics	Rheoindex nach Banning (HK)	1,0	≤ 0,55
Funktionale Metrics	Steinbesiedler [%] (nach Braukmann) (HK)	≥ 40,00 %	0,00 %

Tabelle 32: Core Metrics Gewässertyp 5.1 (Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	Plecoptera [%]	≥ 25,50 %	0,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,06	≤ 1,46
Toleranz	Fauna-Index Mittelgebirgsbäche	≥ 1,04	≤ -1,36
Toleranz	Anteil Xenosaprobe [%] (HK)	≥ 12,75 %	0,00 %

Tabelle 33: Core Metrics Gewässertyp 6 (Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	Plecoptera [%]	≥ 20,00 %	0,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,10	≤ 1,00
Toleranz	Fauna-Index Mittelgebirgsbäche	≥ 1,30	≤ -1,60
Funktionale Metrics	Epirhithral-Besiedler [%]	≥ 30,00 %	≤ 8,00 %
Funktionale Metrics	Rheoindex nach Banning (HK)	≥ 0,9	≤ 0,4
Funktionale Metrics	Steinbesiedler [%] (nach Braukmann) (HK)	≥ 30,00 %	0,00 %

Tabelle 34: Core Metrics Gewässertyp 7 (Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	Plecoptera [%]	≥ 16,00 %	0,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 2,80	≤ 1,20
Toleranz	Fauna-Index Mittelgebirgsbäche	≥ 1,30	≤ -1,60
Funktionale Metrics	Epirhithral-Besiedler [%]	≥ 31,00 %	≤ 6,00 %
Funktionale Metrics	Rheoindex nach Banning (HK)	≥ 0,9	≤ 0,4
Funktionale Metrics	Steinbesiedler [%] (nach Braukmann (HK))	≥ 33,00 %	0,00 %

2.3.3.3 Gewässertypengruppe „Mittelgebirgsflüsse“

Tabelle 35: Core Metrics Gewässertyp 9 (Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 75,00 %	≤ 25,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,70	≤ 1,80
Toleranz	Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse	≥ 1,25	≤ -1,40
Funktionale Metrics	Metarhithral-Besiedler [%]	≥ 35,00 %	≤ 10,00 %
Funktionale Metrics	Pelal-Besiedler [%]	≤ 1,00 %	≥ 25,00 %
Funktionale Metrics	Rheoindex nach Banning (Individuenzahlen)	1,00	≤ 0,15

Tabelle 36: Core Metrics Gewässertyp 9.1 (Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 65,00 %	≤ 15,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,20	≤ 1,20
Toleranz	Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse	≥ 1,10	≤ -1,50
Funktionale Metrics	Metarhithral-Besiedler [%]	≥ 35,00 %	≤ 10,00 %
Funktionale Metrics	Pelal-Besiedler [%]	≤ 1,00 %	≥ 27,00 %
Funktionale Metrics	Rheoindex nach Banning (Individuenzahlen)	1,00	≤ 0,10

Tabelle 37: Core Metrics Gewässertyp 9.2 (Große Flüsse des Mittelgebirges)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 60,00 %	≤ 20,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,10	≤ 1,80
Toleranz	Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse	≥ 1,60	≤ 0,00
Funktionale Metrics	Metarhithral-Besiedler [%]	≥ 25,00 %	≤ 8,00 %
Funktionale Metrics	Pelal-Besiedler [%]	≤ 1,00 %	≥ 8,00 %
Funktionale Metrics	Rheoindex nach Banning (Individuenzahlen)	1,00	≤ 0,45

2.3.3.4 Gewässertypengruppe „Mineralische Tieflandgewässer“

Tabelle 38: Core Metrics Gewässertyp 14 (Sandgeprägte Tieflandbäche)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 55,00 %	≤ 15,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,20	≤ 1,50
Vielfalt/ Diversität	Plecoptera-Arten	≥ 3	0
Toleranz	Fauna-Index Tieflandbäche	≥ 1,30	≤ -1,10
Funktionale Metrics	Anteil Rheophile [%] (HK)	≥ 70,00 %	≤ 15,00 %
Funktionale Metrics	Zerkleinerer [%]	≥ 45,00 %	0,00 %

Tabelle 39: Core Metrics Gewässertyp 15 (Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 70,00 %	≤ 5,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,50	≤ 1,00
Vielfalt/ Diversität	Trichoptera-Arten	≥ 15	0
Toleranz	Fauna-Index Tieflandflüsse	≥ 1,50	≤ -1,50
Funktionale Metrics	Anteil Rheophile [%] (HK)	≥ 70,00 %	≤ 10,00 %
Funktionale Metrics	Zerkleinerer [%]	≥ 35,00 %	≤ 3,00 %

Tabelle 40: Core Metrics Gewässertyp 15_groß: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse, > 1.000 km² EZG

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 60,00 %	0,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,50	≤ 1,00
Toleranz	Potamon-Typie-Index	≤ 1,90	≥ 4,50
Funktionale Metrics	Anteil Rheophile [%] (HK)	≥ 60,00 %	≤ 5,00 %
Funktionale Metrics	Hyporhithral-Besiedler [%]	≥ 29,00 %	≤ 6,00 %

Tabelle 41: Core Metrics Gewässertyp 16 (Kiesgeprägte Tieflandbäche)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 55,00 %	≤ 15,00 %
Vielfalt/ Diversität	Trichoptera-Arten	≥ 12	0
Toleranz	Fauna-Index Tieflandbäche	≥ 1,30	≤ -1,00
Funktionale Metrics	Zerkleinerer [%]	≥ 45,00 %	0,00 %

Tabelle 42: Core Metrics Gewässertyp 17 (Kiesgeprägte Tieflandflüsse)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 80,00 %	≤ 20,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,50	≤ 1,00
Vielfalt/ Diversität	Trichoptera-Arten	≥ 15	0
Toleranz	Fauna-Index Tieflandflüsse	≥ 1,00	≤ -0,50
Funktionale Metrics	Anteil Rheophile [%] (HK)	≥ 70,00 %	≤ 10,00 %
Funktionale Metrics	Zerkleinerer [%]	≥ 35,00 %	≤ 3,00 %

Tabelle 43: Core Metrics Gewässertyp 18 (Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 55,00 %	≤ 15,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,20	≤ 1,50
Vielfalt/ Diversität	Plecoptera-Arten	≥ 3	0
Toleranz	Fauna-Index Tieflandbäche	≥ 1,30	≤ -1,10
Funktionale Metrics	Anteil Rheophile [%] (HK)	≥ 70,00 %	≤ 15,00 %
Funktionale Metrics	Zerkleinerer [%]	≥ 45,00 %	0,00

Tabelle 44: Core Metrics Gewässertyp 19 (Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern)¹¹

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Zusammensetzung/ Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 60,00 %	0,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,50	≤ 1,00
Toleranz	Fauna-Index Tieflandbäche	≥ 1,10	≤ -1,40
Funktionale Metrics	Anteil Rheophile [%] (HK)	≥ 70,00 %	≤ 10,00 %
Funktionale Metrics	Zerkleinerer [%]	≥ 45,00 %	0,00 %

2.3.3.5 Gewässertypengruppe „Organische Tieflandgewässer“

Tabelle 45: Core Metrics Gewässertyp 11 (Organisch geprägte Bäche)¹¹

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Toleranz	Fauna-Index organische Bäche	≥ 1,20	≤ 1,20
Zusammensetzung/ Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 55,00 %	0,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,00	≤ 1,00
Toleranz	Fauna-Index Tieflandbäche	≥ 1,30	≤ -1,10
Funktionale Metrics	Anteil Rheophile [%] (HK)	≥ 70,00 %	≤ 15,00 %
Funktionale Metrics	Zerkleinerer [%]	≥ 45,00 %	0,00 %

Tabelle 46: Core Metrics Gewässertyp 12 (Organisch geprägte Flüsse)¹¹

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Toleranz	Fauna-Index organische Bäche	≥ 1,20	< 1,20
Zusammensetzung/ Abundanz	EPT [%] (HK)	≥ 60,00 %	≤ 10,00 %
Vielfalt/ Diversität	Shannon-Wiener-Diversität	≥ 3,50	≤ 1,00
Toleranz	Fauna-Index Tieflandflüsse	≥ 1,50	≤ -1,50
Funktionale Metrics	Anteil Rheophile [%] (HK)	≥ 70,00 %	0,00 %
Funktionale Metrics	Zerkleinerer [%]	≥ 40,00 %	≤ 10,00 %

¹¹ Die Zusammensetzung des Multimetrischen Index für die Typen 11, 12 und 19 wurde im Rahmen des von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) geförderten Forschungsvorhabens „Abschließende Arbeiten zur Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands in das bundesweite Typen- und Bewertungssystem“ (O 21.03) (Meier et al. 2004) einer ersten Überarbeitung unterzogen (vgl. Kapitel 3.1.2).

2.3.3.6 Gewässertypengruppe „Ströme“

Tabelle 47: Core Metrics Gewässertyp 10 (Kiesgeprägte Ströme)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Toleranz	Potamon-Typie-Index	1,0	5,0
Vielfalt/ Diversität	Taxazahl	k.A. (Metric wird nur zur Information ausgegeben)	
Funktionale Metrics	Verhältnis r- zu K-Strategen	k.A. (Metric wird nur zur Information ausgegeben)	
Funktionale Metrics	Verhältnis aktive zu passiven Filtrierern	k.A. (Metric wird nur zur Information ausgegeben)	

Tabelle 48: Core Metrics Gewässertyp 20 (Sandgeprägte Ströme)

Metric-Typ	Metric-Name	oberer Ankerpunkt	unterer Ankerpunkt
Toleranz	Potamon-Typie-Index	1,0	5,0
Vielfalt/ Diversität	Taxazahl	k.A. (Metric wird nur zur Information ausgegeben)	
Funktionale Metrics	Verhältnis r- zu K-Strategen	k.A. (Metric wird nur zur Information ausgegeben)	
Funktionale Metrics	Verhältnis aktive zu passiven Filtrierern	k.A. (Metric wird nur zur Information ausgegeben)	

2.3.4 Das Modul „Versauerung“

2.3.4.1 Verfahrensbeschreibung

Biologische Säureindikation

Die als Bioindikatoren für den Säuregrad des Wassers verwendeten Makroinvertebraten lassen sich analog den weiter oben vorgestellten chemischen Einteilungen (vgl. Kapitel 2.2.3.1) unterschiedlich saurer Bäche nach dem Grad ihrer Säureempfindlichkeit in folgende fünf Klassen einteilen:

Tabelle 49: Klasseneinteilung der Säureempfindlichkeit

Klasse	Grad der Säureempfindlichkeit	Vorkommen
1	Säureempfindliche Organismen	Nur in permanent nicht sauren Gewässern
2	Mäßig säureempfindliche Organismen	Auch in leicht sauren Gewässern
3	Säuretolerante Organismen	Vertragen stärkere periodische Säureschübe
4	Säureresistente Organismen	Auch in periodisch stark sauren Gewässern noch lebensfähig, oft wegen fehlender Konkurrenten häufiger als in weniger sauren Bächen
5	Sehr säureresistente Organismen	In permanent stark sauren Gewässern, aus Mangel an Konkurrenz und der extrem sauren Lebensbedingungen erreichen wenige Arten hohe Individuendichten

Die häufig und regelmäßig in unterschiedlich sauren Bächen anzutreffenden Makroinvertebraten, die aufgrund ihrer Verbreitungsschwerpunkte kategorisiert wurden, werden den fünf Säureklassen zugeordnet (Braukmann & Biss 2004). Der Schwerpunkt der Datenbasis für die hier dargestellte fünfstufige Klassifikation liegt in den südlichen und zentralen silikatischen Mittelgebirgsbächen. Zusätzlich wurden Informationen aus Bächen des Norddeutschen Tieflandes in der Lüneburger Heide (Hübner & Klose 1998a, b) berücksichtigt.

Entsprechend ihrer unterschiedlichen Empfindlichkeit gegenüber dem Säuregrad der Fließgewässer erhalten die häufigsten und wichtigsten Bachorganismen einen Zeigerwert von 1 bis 5 (1 = saurempfindlich bis 5 = sehr säureresistent).

In Anhang VIII sind alle Makroinvertebraten aufgelistet, die zur biologischen Indikation des Säurezustandes in Fließgewässern in den letzten Jahren einen Indikatorwert aufgrund vergleichender chemischer und biologischer Untersuchungen erhalten haben. Unter Berücksichtigung neuerer biologischer und chemischer Befunde aus Bayern (Bauer 1998, briefl. Mitt.), dem Erzgebirge (Arnscheidt 1993, 2001, Ehlert 1995, Mädler & Arnscheidt 1996) und dem nördlichen Saarland (Baltes 1998) wurde die Liste der Säureindikatoren (Makrozoobenthos) aktualisiert. Die Liste enthält 278 Taxa mit Zeigerwerten von 1 bis 5, welche die Empfindlichkeit gegenüber Säurebelastungen in kalkarmen silikatischen Fließgewässern wiedergeben.

Details der den Säureklassen 1 bis 5 zugeordneten Arten und Artengruppen sind in Braukmann & Biss (2004) zu finden.

Bewertungsvarianten

Zur Bestimmung des Säuregrades ist die Artenhäufigkeit an einer Untersuchungsstelle zu erfassen. Um zu vermeiden, dass einzelne, zufällig in die Probe geratene Individuen das Ergebnis der Säureindikation zu stark beeinflussen, ist entweder die Ermittlung von Häufigkeitsklassen (als Mindestanforderung an eine angemessene Auswertung) oder besser die Feststellung der Individuenzahl aller vorkommenden Taxa erforderlich. Nach den Vorgaben der EG-WRRL ist ohnehin die Erfassung der Individuenabundanz notwendig, um die ökologische Qualität zu ermitteln. Wie bei der Bestimmung des Saprobienindex ist auch für die biologische Säureindikation die Häufigkeit der einzelnen Taxa ein wichtiger Faktor, der das Bewertungsergebnis entscheidend beeinflusst. Nachfolgend werden zwei Varianten vorgestellt, welche die Abundanz in unterschiedlicher Weise berücksichtigen.

Aus der Gesamtheit aller Organismen einer Untersuchungsstelle wird zunächst die Menge aller säureempfindlichen Arten und Gattungen, beginnend mit dem Zeigerwert 1 (= säureempfindliche Taxa), addiert. Die Auswertung und Bewertung des Säuregrades der Probe geschieht über ein kumulatives Summenverfahren:

Die Taxa einer Probe werden in erster Priorität nach ihren spezifischen Säureindices sortiert, anschließend innerhalb gleicher Index-Bereiche nach steigender Häufigkeit (Abundanz, Dominanz oder Häufigkeitsklasse) geordnet. Entweder werden in Variante 1 die klassifizierten Häufigkeitswerte (7-stufige Häufigkeitsklassen) oder in

Variante 2 die Dominanz-Werte (relative prozentuale Anteile der einzelnen Taxa an der gesamten Individuenzahl aller Taxa einer Probe) aufsummiert.

Variante 1:

Die Häufigkeiten der Taxa mit Zeigerwert 1 (Säureindex 1) werden bis zu einem Mindestschwellenwert der Summe der Häufigkeitsklassen der betreffenden Indikatoren von 4 aufsummiert.

Wird diese Schwelle bereits bei den Indikatoren für Säureklasse 1 erreicht, so kann das Gewässer als permanent nicht sauer klassifiziert werden, da genügend empfindliche Zeigerorganismen für diese Klasse vorhanden sind.

Wird der Schwellenwert mit den Organismen der Säureklasse 1 nicht erreicht, so wird das Organismenkollektiv anschließend auf die nächst unempfindlicheren Tiere der Säureklasse 2 hin analysiert usw., bis im Extremfall der Häufigkeitsschwellenwert bei den Organismen der Säureklasse 5 (den sehr säureresistenten Taxa) erreicht wird.

Es sei hier darauf hingewiesen, dass die Häufigkeitswerte (Häufigkeitsklassen) innerhalb der einzelnen Säureklassen kumuliert werden, d. h. die Werte der Taxa in der Säureklasse 1 werden im Speicher („im Sinn“) behalten, wenn in dieser Säureklasse der Schwellenwert nicht erreicht wird. Zu diesen werden dann diejenigen der folgenden Säureklassen bis zum Erreichen des Schwellenwertes hinzu addiert.

Wenn die Mindesthäufigkeit auch bei Säureklasse 5 nicht erreicht wird, ist keine Indikation möglich.

Variante 2:

Als alternative Möglichkeit zur Addition von Häufigkeitsklassen können auch die Dominanzwerte der einzelnen Taxa je Säureklasse bis zu einer Dominanz-Summe von 10% addiert werden. Hierzu ist die Ermittlung der Individuenzahl aller untersuchten Taxa pro Probenahme erforderlich.

Je nach Probenahmeverfahren (Ermittlung von Häufigkeitsklassen oder Individuenzahlen) ist der Einsatz von Variante 1 oder 2 möglich. Da bisher in den meisten Bundesländern mit Häufigkeitsklassen gearbeitet wurde und eine Vergleichbarkeit mit früheren Untersuchungen gewährleistet sein sollte, ist bislang der Variante 1 der Vorzug gegeben worden. Im Zusammenhang mit der EG-WRRL wird für künftige

Untersuchungen Variante 2 empfohlen, da für die biologischen Untersuchungen die Erfassung der Individuenabundanz vorgeschrieben ist.

Das Prinzip dieses Bewertungsverfahrens unterscheidet sich grundlegend von demjenigen des Saprobien-Systems. Es wird nicht, wie beim Saprobienindex, ein Mittelwert aus den Zeigerwerten aller Indikatororganismen einer Untersuchungsstelle gebildet, sondern eine Bewertung nach dem Prinzip maximaler Empfindlichkeit von Bioindikatoren gegenüber einem vorherrschenden ökologischen Umweltfaktor, hier gegenüber dem Säuregrad des Wassers, vorgenommen.

Auswertungsbeispiele

Die Vorgehensweise bei der Ermittlung der biologischen Säureklasse soll am Beispiel von zwei verschiedenen Bächen erläutert werden. Die Taxa sind erstens nach taxaspezifischem Säure-Index und zweitens nach Häufigkeit sortiert.

Tabelle 50: Beispiel für die Ermittlung des Säuregrades in einem neutralen Gneisbach

PROBESTELLEN NR.: EL844	Zastler, Oberlauf b. Kluseplatz
DATUM DER PROBENAHME: 29.06.1988	PROBE NR: 3
SUBSTRAT: Grosse Steine (> 15 cm)	FLIESSGESCHWINDIGKEIT: > 0,8 m/s

Taxa, geordnet nach Abundanz						
DIN-Taxon	Taxa	Abundanz (Ind./m ²)	Dominanz (%)	Häufigkeits-Klasse	Säure-Index	Saprobie-Wert
	<i>Agapetus</i> spp.	180	5,3	6	1	k I
*	<i>Habroleptoides confusa</i>	2	0,1	2	1	1,6
*	<i>Ephemerella mucronata</i>	6	0,2	2	1	1,4
*	<i>Glossosoma</i> spp.	400	11,7	7	2	1,5
*	<i>Baetis alpinus</i>	200	5,8	6	2	1,2
	<i>Rhithrogena</i> spp.	120	3,5	5	2	k I
*	<i>Gammarus fossarum</i>	30	0,9	3	2	1,6
	<i>Hydropsyche</i> spp.	30	0,9	3	2	k I
	<i>Atherix (Ibisia) marginata</i>	28	0,8	3	2	1,0
*	<i>Epeorus sylvicola</i>	12	0,4	2	2	1,4
*	<i>Baetis muticus</i>	6	0,2	2	2	1,4
	<i>Ecdyonurus</i> spp.	6	0,2	2	2	k I
	<i>Lithax niger</i>	8	0,2	2	2	1,0
*	<i>Liponeura</i> spp.	4	0,1	2	2	1,1
	<i>Baetis</i> spp.	1600	46,7	7	3	k I
*	<i>Philopotamus</i> spp.	50	1,5	4	3	1,3
	<i>Siphonoperla torrentium</i>	40	1,2	3	3	1,5
*	<i>Esolus angustatus</i>	40	1,2	3	3	1,2
	<i>Elmis aenea/mauguetii-Gr.</i>	20	0,6	2	3	1,5
	<i>Isoperla</i> spp.	16	0,5	2	3	1,5
	<i>Haplontaxis gordioides</i>	4	0,1	2	3	1,5
*	<i>Limnius perrisi</i>	40	1,2	3	4	1,4
	<i>Rhyacophila</i> spp.	30	0,9	3	4	k I
	<i>Drusus discolor</i>	20	0,6	2	4	1,0
*	<i>Odontocerum albicorne</i>	4	0,1	2	4	1,4
	<i>Chaetopteryx</i> spp.	150	4,4	5	5	k I
*	<i>Polycelis felina</i>	80	2,3	4	5	1,1
	<i>Leuctra</i> spp.	60	1,8	4	5	1,5
	<i>Protonemura</i> spp.	60	1,8	4	5	1,0
	<i>Nemoura</i> spp.	2	0,1	2	5	k I
	<i>Drusus</i> spp.	2	0,1	2	5	1,0
	<i>Chaetopterygopsis macclachlani</i>	2	0,1	2	5	1,0
	Orthocladiinae	100	2,9	5	k I	k I
	<i>Hydraena lapidicola</i>	20	0,6	2	k I	k I
	Simuliidae	20	0,6	2	k I	k I
	<i>Perla grandis (maxima)</i>	10	0,3	2	k I	1,0
	Limoniidae	10	0,3	2	k I	k I
	Sericostomatidae	4	0,1	2	k I	k I
*	<i>Rhyacophila (Hyporhyac.)</i> spp.	4	0,1	2	k I	1,5
	Lumbricidae	2	0,1	2	k I	k I
	Limnephilidae	2	0,1	2	k I	k I

k I = kein Indikatorwert; Gesamtzahl der Taxa = 41, Gesamt-Individuenzahl = 3424/m²

Ergebnis: Variante 1 (Summe der Häufigkeitsklassen = 4) **Säureklasse 1 = nicht sauer**, Variante 2 (Summe der Dominanzen = 10%) **Säureklasse 2 = episodisch schwach sauer**

Tabelle 51: Beispiel für die Ermittlung des Säuregrades in einem permanent sauren Buntsandsteinbach

PROBESTELLEN NR.: EN205	Dürreychbach, Oberlauf
DATUM DER PROBENAHME: 23.03.1988	PROBE NR: 1
SUBSTRAT: Grosse Steine (> 15 cm)	FLIESSGESCHWINDIGKEIT: > 0,8 m/s

Taxa, geordnet nach Abundanz						
DIN-Taxon	Taxa	Abundanz (Ind./m2)	Dominanz (%)	Häufigkeits-Klasse	Säure-Index	Saprobie-Wert
	<i>Capnia vidua</i>	4	0,1	2	3	1,0
	<i>Dicranota</i> spp.	30	1,1	3	4	k l
	<i>Potamophylax</i> spp.	4	0,1	2	4	2,0
	<i>Drusus discolor</i>	4	0,1	2	4	1,0
*	<i>Elmis latreillei</i>	4	0,1	2	4	1,1
	<i>Protonemura</i> spp.	1600	55,8	7	5	1,0
	<i>Drusus annulatus</i>	600	20,9	7	5	1,0
	<i>Leuctra</i> spp.	400	14,0	7	5	1,5
*	<i>Polycelis felina</i>	40	1,4	3	5	1,1
	<i>Nemurella picteti</i>	40	1,4	3	5	k l
	<i>Chaetopteryx</i> spp.	20	0,7	2	5	k l
*	<i>Leuctra nigra</i>	10	0,4	2	5	1,4
	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	6	0,2	2	5	k l
*	<i>Diura bicaudata</i>	2	0,1	2	5	1,0
	<i>Plectrocnemia geniculata</i>	2	0,1	2	5	1,0
	Simuliidae	100	3,5	5	k l	k l
	<i>Diamesa</i> spp.	2	0,1	2	k l	k l

k l = kein Indikatorwert; Gesamtzahl der Taxa = 17, Gesamt-Individuenzahl = 2868

Ergebnis: Variante 1 (Summe der Häufigkeitsklassen = 4) **Säureklasse 4 = stark sauer**, Variante 2 (Summe der Dominanzen = 10%) **Säureklasse 5 = permanent extrem sauer**

Die Probe aus dem neutralen Zastlerbach in Tabelle 50 enthält Taxa aus allen 5 Säureklassen von säureempfindlichen (mit dem Indikator-Wert 1) über mäßig säureempfindliche (2), säuretolerante (3) bis hin zu sehr säureresistenten Formen (5). Darüber hinaus sind einige Taxa ohne Indikatorwert vorhanden.

Die Probe aus dem sauren Dürreychbach in Tabelle 51 hingegen enthält nur eine säuretolerante Art (mit dem Indikator-Wert 3), die übrigen Taxa sind überwiegend säureresistent (4) bis sehr säureresistent (5), einige wenige haben keinen Indikatorwert.

Die beiden Proben unterscheiden sich nicht nur qualitativ, sondern auch quantitativ im Hinblick auf die Zahl der Taxa. Die Probe aus dem neutralen Zastlerbach weist mehr als doppelt so viele Taxa auf wie diejenige aus dem sauren Dürreychbach. Aus den Additionen der Häufigkeitsklassen (Variante 1, Schwellenwert 4) für Indikatorarten mit Säureindex 1 ergibt sich für den Gneisbach (Zastlerbach) als Ergebnis die Säureklasse 1 (= nicht sauer), eine Bewertung nach Dominanzen (Variante 2, Schwellenwert 10%) die Säureklasse 2 (= episodisch schwach sauer).

Der Schwellenwert 4 (Variante 1) wird beim Buntsandsteinbach (Dürreychbach) bei Säureklasse 4 (= stark sauer) erreicht. Variante 2 (Schwellenwert Dominanz 10%) führt zu dem noch schlechteren Ergebnis von Säureklasse 5 (= permanent extrem sauer).

In der letzten Spalte der Tabellen sind zusätzlich die Saprobiewerte der Taxa angegeben, die zur Bestimmung des Saprobienindex und der Gewässergüteklasse herangezogen werden. Man erkennt, dass weder der neutrale noch der saure Bach abwasserbelastet ist. Der Saprobienindex dieser Proben beträgt beim Zastlerbach 1,3 und beim Dürreychbach 1,1. Beide Bäche können demzufolge der Gewässergüteklasse 1 (= unbelastet) zugeordnet werden. Gewässergüte und Säuregrad eines Fließgewässers sind also voneinander unabhängige Bewertungsgrößen. Die saprobielle Gewässergüteklasse 1 ist außerdem für die Anwendbarkeit des Verfahrens ein Mindestkriterium (s. Kapitel 2.3.4.2).

Anwendung des Moduls „Versauerung“ für Bewertungszwecke

Um die Bewertung zu ermöglichen, werden Referenzzustände säuresensitiver Silikatbäche (Gneis-, Schiefer-, Granit-, Sandsteinbäche) für den Fließgewässertyp 5 und 5.1 formuliert.

Als Referenzzustand für säuresensitive Silikatbäche wird ein potenziell natürlicher chemischer und biologischer Gewässerzustand angenommen, der sich ohne künstliche Säureinträge und unter Annahme einer potenziell natürlichen Waldbedeckung der Einzugsgebiete (z. B. Buchen- statt Fichtenwald) in den Gewässern einstellen würde. Zur hydrogeochemisch-geologischen Typenzuordnung der Bäche ist anzumerken, dass die folgenden Definitionen nur für Bäche mit einem geologisch einheitlichen Einzugsgebiet gelten. Aufgrund der Pufferkapazität der Bäche (vereinfachend wird hier der Hydrogenkarbonatgehalt angenommen) sind zwei Referenzzustände zu postulieren:

Für Silikatbäche (vor allem Gneis- und Schieferbäche, Typ 5), die aktuell einen Hydrogenkarbonatgehalt von 0,2 mmol/l und mehr haben, ist - unter den oben genannten Annahmen eines potenziell natürlichen Zustandes - als Referenz der hydrogeochemische Säure-Regime-Typ 1 (= permanent neutral; nicht sauer) anzunehmen. Aufgrund des bislang festgestellten Rückgangs der Schwefelsäurebelastung und des Anstiegs von pH-Wert und Pufferkapazität in sehr gering gepufferten Bächen

mit einem aktuellen Hydrogenkarbonatgehalt von unter 2 mmol/l (z. B. im mittleren und unteren Buntsandstein und in manchen Granitbächen, die keine Moorabflussgewässer sind), kann ein Referenzzustand des nicht anthropogen beeinträchtigten, naturgegebenen Säurestatus angenommen werden, der dem Säure-Regime-Typ 2 (episodisch schwach saure Gewässer) entspricht. Weicht der reale biologische Zustand von diesen Referenzzuständen ab, so ist der festgestellte Säurestatus als anthropogen versauert zu klassifizieren.

Eine Bewertung dieser anthropogenen Versauerung gemäß Konzeption der EG-WRRL erfolgt in zwei Stufen:

1. Biologische Erhebung und Ermittlung des aktuellen Säurestatus der sensitiven Gewässer gemäß dem hier dargestellten Verfahren.
2. Bewertung des Grades der anthropogenen Belastung durch die Ermittlung der Abweichung des aktuellen Säurestatus von den typenspezifischen Referenzzuständen entsprechend der Tabelle 52.

Tabelle 52: Übersicht über die Zustandsbewertung nach WRRL

Fließgewässertyp	Referenzzustand gemäß Säureklasse	Säureklasse	Ökologischer Zustand	Farbe
5 Gneis- und Schieferbäche	1	1	sehr gut	blau
		2	gut	grün
		3	mäßig	gelb
		4	unbefriedigend	orange
		5	schlecht	rot
5.1 Buntsandstein-, Sand- und gering gepufferte Granitbäche	2	2	sehr gut	blau
		3	gut	grün
		4	mäßig	gelb
		5	unbefriedigend	orange

Im Falle der sehr gering gepufferten Bäche entspricht also zum Beispiel eine Säureklasse 2 dem sehr guten ökologischen Zustand, die Säureklasse 3 einer geringen Versauerung und einem guten ökologischen Zustand.

2.3.4.2 Anwendbarkeit und Mindestkriterien

Das hier vorgestellte Bewertungsverfahren gibt den biologisch indizierten Säurezustand eines Untersuchungsgewässers wieder.

Die Gewässertypen, in denen das Modul „Versauerung“ ausführlich erprobt wurde und in welchen es Anwendung findet, sind:

- Typ 5 (Grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche: Gneis, Granit, Schiefer, übrige Vulkangebiete);
- Typ 5.1 (Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche: Buntsandstein, Sandbedeckung).

Als quantitatives Mindestkriterium der biologischen Proben ist eine Mindesthäufigkeit bei Kumulation aller Indikatorarten pro Säureklasse von 4 (= Summe der Häufigkeitsklassen) vorgeschrieben. Dies gewährleistet, dass eine ausreichende Anzahl Indikatororganismen vorhanden ist. Wird die Mindesthäufigkeit nicht erreicht, ist keine Indikation möglich.

Das geschilderte Verfahren führt nur in kalkarmen und unbelasteten Fließgewässern der saprobiellen Qualitätsklassen „sehr gut“ und „gut“ zu plausiblen Einstufungen.

Zur Einschätzung, ob ein Gewässer versauerungsgefährdet ist, sollten vor Ort chemische Vortests durchgeführt werden. Hierfür eignet sich die Bestimmung der Säurekapazität anhand eines einfachen Farbindikator-Tests:

- Bei Werten zwischen 1 und 0,5 mmol/l (KS 4,3) genügt ein einfacher biologischer Test auf säuresensitive Taxa wie Gammariden und Ephemeropteren (vgl. Arnscheidt 2001).
- Bei Werten unter 0,5 mmol/l ist eine gründliche biologische Untersuchung erforderlich.

2.4 Anwendung des Bewertungssystems und der Benutzer-Software¹²

2.4.1 Voraussetzungen für die Anwendung

Zur Anwendung des im Projekt entwickelten Bewertungsverfahrens für die Fließgewässer Deutschlands mittels Makrozoobenthos müssen gewisse Rahmenbedingungen erfüllt sein. Diese betreffen in erster Linie die zu Grunde liegende Probenahmemethodik.

Es wird dringend empfohlen, das Verfahren nur auf Taxalisten anzuwenden, die mit einer „Multi-Habitat-Sampling“ Methode erhoben worden sind (vgl. Haase & Sundermann 2004) und die Individuenzahlen enthalten. Taxalisten, die lediglich Häufigkeitsklassen enthalten, sind zwar prinzipiell mit der zur Verfügung gestellten Software auch berechenbar, dies sollte jedoch lediglich zu informativen Zwecken und nicht zu Bewertungszwecken erfolgen. In diesem Fall müssen die Häufigkeitsklassen vorweg unter Verwendung des Klassenmittels in Individuenzahlen umgewandelt werden.

Im Verlauf der Analysen stellte sich heraus, dass Frühjahrsproben für Bäche und Frühsommer-/Sommerprobenahmen für Flüsse die beste Aussage über den Belastungszustand erlauben. Daher wurde das Verfahren auf diese Zeitpunkte geeicht.

Tabelle 47 gibt die für eine plausible Bewertung relevanten Probenahmezeitpunkte für die Fließgewässertypen wieder. Der Zeitpunkt der Probenahme orientiert sich in der Regel an der Einzugsgebietsgröße des Gewässers. Kleinere Fließgewässer mit einem EZG $\leq 100 \text{ km}^2$ sollten von Februar bis April (Mai) beprobt werden, größere Fließgewässer mit einem EZG $> 100 \text{ km}^2$ von (Mai) Juni bis Juli. Bei größenübergreifenden Gewässertypen (z. B. Typ 1) ist der Probenahmezeitpunkt entsprechend der Einzugsgebietsgröße des jeweiligen Abschnittes zu wählen.

¹² Die hier dargestellten Hinweise zur Anwendung des Bewertungssystems und der Bewertungssoftware beziehen sich auf den Stand März 2004 nach Abschluss der Bearbeitungsphase I des Forschungsvorhabens. Die aktuellen Hinweise zur Bewertung und der zugehörigen Software enthält die jeweils neueste Version des „Methodischen Handbuchs Fließgewässerbewertung“, die unter [<http://www.fliessge-waesserbewertung.de>] verfügbar ist.

Tabelle 53: Probenahmezeitpunkt für die biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen der BRD

Bearbeitungsstand: 15. Dezember 2003, Bearbeitung: M. Sommerhäuser & T. Pottgiesser (auf der Grundlage von Schmedtje et al. 2001), verändert.

1 = Februar bis April (Mai), 2 = (Mai) Juni bis Juli

Typ / Kurzname	Längszonierung			
	Bach	Kl. Fluss	Gr. Fluss	Strom
Typ 1: Fließgewässer der Alpen	1	2	2	
Typ 2: Fließgewässer des Alpenvorlandes	1	2		
Typ 3: Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes	1	2		
Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes			2	
Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	1			
Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	1			
Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	1			
Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	1			
Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse		2		
Typ 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse		2		
Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges			2	
Typ 10: Kiesgeprägte Ströme				2
Typ 11: Organisch geprägte Bäche	1/2			
Typ 12: Organisch geprägte Flüsse		1/2	1/2	
Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche	1			
Typ 15: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse		2		
Typ 15_groß: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse, >1.000 km² EZG			2	
Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche	1			
Typ 17: Kiesgeprägte Tieflandflüsse		2	2	
Typ 18: Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	1			
Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	1			
Typ 20: Sandgeprägte Ströme				2
Typ 21: Seeausflussgeprägte Fließgewässer	1/2	1/2		
Typ 22: Marschengewässer	1	2	2	2
Typ 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	2	2		

Eine weitere Voraussetzung ist die Bestimmung der Taxa entsprechend der Operationellen Taxaliste (Haase & Sundermann 2004), welche die Taxa umfasst, die durch einen erfahrenen Gewässerbiologen sicher bestimmt werden können.

Da es sich um ein typspezifisches Bewertungsverfahren handelt, muss der Anwender zu seinen Artenlisten auch die Information zum Gewässertyp besitzen.

Für die Anwendung des neuen Bewertungsverfahrens stehen zwei verschiedene Software Produkte zur Verfügung.

2.4.2 Nutzung der Datenbank Assess

ASSESS kann sowohl als Datenbank zur Datenhaltung von Gewässerstammdaten und biologischen Daten dienen als auch mit Hilfe seines integrierten Bewertungs- und Berechnungsprogramms Maßzahlen und zwei Bewertungsverfahren einer Gewässerprobestelle ausgeben. Die Optionen im Bewertungsverfahren sind einmal eine Bewertung nach dem in diesem Projekt neu entwickelten deutschlandweit einheitlichen Bewertungsverfahren oder eine Bewertung nach IBI 12 und dessen Metrics. Nach Einspeisung der Daten per Hand oder in Form eines Imports eines Excel- oder Accessdatenfiles ist das Programm in der Lage, Maßzahlen und Bewertungsverfahren anzuzeigen oder auch wieder als Excelfiles für eine oder mehrere Probestellen zu exportieren. Die Taxa können mit unterschiedlichen Erscheinungsformen (larval, adult, Schale etc.) eingegeben werden. Außerdem sind sämtliche autökologischen Informationen und typspezifischen Referenzbedingungen, die für die Maßzahlenberechnung von Relevanz sind, für den Benutzer abfragbar. Darüber hinaus kann eine Vielzahl weiterer autökologischer Informationen für die Makrozoobenthosarten Deutschlands sowie die Systematik zu einzelnen Taxa eingesehen werden. Voraussetzung zur Verwendung des Programms ist die Installation von Microsoft ACCESS 2000 oder neuerer Versionen auf dem Rechner des Benutzers.

2.4.3 Nutzung der AQEM-Software

Das AQEM European stream assessment program (Version 2.3) ist eine Software zur Berechnung der ökologischen Qualität von Fließgewässern nach den Vorgaben der EG-WRRL anhand von Makroinvertebraten.

Es bezieht sich auf insgesamt 48 europäische Gewässertypen in den Staaten Deutschland, Griechenland, Italien, Niederlande, Österreich, Portugal, Schweden und Tschechien. Für die 48 Gewässertypen ist das Programm in der Lage, aus einer Taxaliste des Makrozoobenthos folgende Werte zu berechnen:

- die Ökologische Qualitätsklasse, aus einer Reihe gewässertypspezifischer „Metrics“, deren Ergebnisse eng mit der Degradation eines Gewässers korreliert sind
(Die Metrics beziehen sich jeweils auf einen Degradationsfaktor („Stressor“), z. B. organische Belastung oder Degradation der Gewässermorphologie)
- eine große Zahl zusätzlicher Metrics, die zur weiteren Interpretation der Daten dienen.

Das Programm ist in der Lage, Taxalisten aus Excel einzulesen (alternativ auch als ASCII file) und die Ergebnisse der Berechnung wieder nach Excel zu exportieren.

Das Programm bietet die Möglichkeit mit zwei verschiedenen Bewertungsverfahren (Germany official system, das hier geschilderte Bewertungsverfahren; Alternative: Germany, original AQEM system) den ökologischen Zustand der deutschen Fließgewässertypen zu ermitteln. Grundlage für die typspezifische Differenzierung beider Verfahren ist die Gewässertypentabelle der LAWA (Sommerhäuser & Pottgiesser 2003 nach Schmedtje et al. 2001).

AQEM European stream assessment program ist direkt über die Homepage www.agem.de oder über die Homepage der Abteilung Hydrobiologie der Universität Duisburg-Essen (http://www.uni-essen.de/hydrobiologie/g_frameseite_limnodirect.htm) zu beziehen.

3. Phase II des Vorhabens (01.04.2004-31.12.2004): Überarbeitung des Moduls „Saprobie“ und Erarbeitung von Materialien für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis

3.1 Beiträge assoziierter Forschungsvorhaben zur Weiterentwicklung der Fließgewässerbewertung auf der Grundlage des Makrozoobenthos

3.1.1 „Bundesweiter Praxistest“

Ziel des „Bundesweiten Praxistests“¹³ ist die Erprobung und Weiterentwicklung des Anfang 2004 vorgelegten Verfahrensvorschlags für eine standardisierte Erfassung und Auswertung von Makrozoobenthosproben (Haase & Sundermann 2004) sowie des in Phase I entwickelten Bewertungssystems (vgl. Kapitel 2.3). Hierzu wurden sämtliche Fließgewässertypen, verteilt auf Probestellen in allen 16 Bundesländern, beprobt, um praktische Erfahrungen mit der Methode zu sammeln und das Verfahren noch besser an die Erfordernisse der Praxis anzupassen.

Der Praxistest lässt sich in die Teilbereiche „Probenahme“, „Probensortierung“, „Bestimmung der Organismen“ und „Auswertung per EDV“ (mit Hilfe der AQEM-Software) unterteilen. Im Rahmen des hier beschriebenen Forschungsvorhabens interessieren vor allem die Ergebnisse der Validierung des Bewertungssystems. Die Überprüfung des Systems, insbesondere des Moduls „Allgemeine Degradation“, wird in zwei Schritten vorgenommen, bevor das System eine breite Anwendung in der Wasserwirtschaft findet:

- 1. Schritt: Validierung mit den Daten des Praxistests
Validierung mit einem kleinen, sehr homogenen Datensatz, dessen Auswertung wertvolle Hinweise auf eventuell notwendige Modifikation innerhalb des Systems gibt.

¹³ „Bundesweite Anwendung und Erprobung der neu entwickelten Verfahren zur Fließgewässerbewertung mit dem Makrozoobenthos gemäß EU-WRRL (Bundesweiter Praxistest)“ (Auftraggeber: LAWA)

- 2. Schritt: Validierung mit Daten aus den Bundesländern („Länder-Praxistest“) Validierung mit Hilfe eines umfangreichen Datensatzes, der 2004 von den Bundesländern erhoben wurde; die in Schritt 1 aufgestellten Hypothesen werden überprüft und zudem Anregungen aus den Vorauswertungen der Bundesländer aufgegriffen (siehe Kapitel 4.2.1).

Tabelle 54 fasst die Ergebnisse des ersten Validierungsschrittes zusammen. Einzelheiten zur Auswertung und zu den Ergebnissen können dem Schlussbericht des „Bundesweiten Praxistests“ entnommen werden.

Ausnahmen hinsichtlich der Entwicklung des Bewertungssystems stellen die Typen 11, 12, 19 sowie 21 und 23 dar. Die Verfahren für diese Fließgewässertypen wurden im Rahmen des von der LAWA geförderten Projektes „Abschließende Arbeiten zur Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands in das bundesweite Typen und Bewertungssystem“ erstmals überarbeitet (Typen 11, 12, 19) bzw. neu entwickelt (Typen 21 und 23) (vgl. Kapitel 3.1.2).

Tabelle 54: Zusammenfassende Darstellung der Folgerungen aus dem ersten Validierungsschritt

Fließgewässertyp	Folgerungen
1	Die Eignung von drei Metrics der insgesamt sechs Metrics („Anteil xenosaprobe Arten“, „Anteil Epirhithral-Besiedler“, „Anteil Lithal-Besiedler“) wird im Rahmen des zweiten Validierungsschrittes erneut überprüft.
2	Die Eignung aller Metrics, mit Ausnahme des „Fauna-Index Mittelgebirgsbäche“, wird mit den Daten des „Länder-Praxistests“ überprüft.
3	Auch für Typ 3 ist, mit Ausnahme der Metrics „Fauna-Index Mittelgebirgsbäche“ und „Rhithron-Typie-Index, eine Überprüfung mit Daten des „Länder-Praxistests“ notwendig.
4	Für Typ 4 kann das Bewertungssystem erst auf Grundlage der Daten aus dem „Bundesweiten Praxistest“ und dem Praxistest der Länder erarbeitet werden.
5	Das Bewertungssystem für Typ 5 scheint stabil; diese Annahme wird mit Daten aus den Ländern überprüft.
5.1	Änderungsvorschläge an den multimetrischen Index lassen sich aus dem ersten Validierungsschritt nicht ableiten. Eine weitergehende Überprüfung erfolgt mit den Länderdaten. Eine daraus möglicherweise abzuleitende Überarbeitung erfolgt parallel zu Typ 5.

6	Der Multimetrische Index erweist sich mit dem Datensatz des „Bundesweiten Praxistests“ als stabil. Die Eignung der Metrics „Shannon-Wiener-Diversität“ und „Anteil Steinbesiedler nach Braukmann“ wird im Rahmen des zweiten Validierungsschrittes überprüft. Notwendig erscheint die Anpassung einiger Klassengrenzen.
7	Der Multimetrische Index ist mit dem Datensatz des Praxistests stabil. Im zweiten Validierungsschritt wird, parallel zu Typ 6, die Eignung der Metrics „Shannon-Wiener-Diversität“ und „Anteil Steinbesiedler nach Braukmann“ überprüft und evtl. die Anpassung einiger Klassengrenzen vorgenommen.
9	Änderungsvorschläge lassen sich aus den Ergebnissen des ersten Validierungsschrittes nicht ableiten. Eine weitere Überprüfung wird mit den Daten der Bundesländer vorgenommen.
9.1	Der Multimetrische Index ist mit dem Datensatz des Praxistests stabil. Nach dem zweiten Validierungsschritt, mit den Daten aus den Ländern, wird entschieden, ob alle Metrics beibehalten werden.
9.2	Wie auch bei den Typen 9 und 9.1 lassen sich Änderungsvorschläge aus den Ergebnissen des ersten Validierungsschrittes nicht ableiten. Eine weitere Überprüfung wird mit den Daten der Bundesländer vorgenommen.
10	Das Potamontypieverfahren, der Kern der Bewertung der Ströme, befindet sich derzeit in der Überarbeitung, daher wird vorgeschlagen, die überarbeitete Version anhand des Praxistests der Länder abschließend zu testen.
11	Der multimetrische Index für Typ 11 (Stand Nov. 2004) erweist sich mit den Daten des „Bundesweiten Praxistests“ als stabil. Weitere Hinweise liefern die Daten der Länder im Rahmen des zweiten Validierungsschrittes.
12	Auch der multimetrische Index für Typ 12 (Stand Nov. 2004) scheint stabil. Eine abschließende Validierung sollte mit den Daten des „Länder-Praxistests“ erfolgen.
14	Der multimetrische Index für Typ 14 erweist sich mit den Daten des Praxistests als weitgehend stabil. Mit Hilfe der Daten aus den Ländern wird die Eignung des Metrics „Anteil Zerkleinerer“ abschließend überprüft.
15	Da im Rahmen des „Bundesweiten Praxistests“ nur zwei Stellen des Typs 15 beprobt wurden, ist eine weitergehende Validierung mit den Daten des „Länder-Praxistests“ notwendig.
15_groß	Auch bei Typ 15_groß ist eine weitergehende Validierung notwendig; im Rahmen des „Bundesweiten Praxistests“ konnte lediglich eine Stelle beprobt werden.
16	Da sich Typ 16 aufgrund der Biozönose typologisch nicht von Typ 14 unterscheidet (vgl. Kapitel 3.1.2), sollten die Typen zukünftig mit

	demselben Verfahren bewertet werden. Dieser abschließende Schritt sollte mit den Daten des „Länder-Praxistests“ erfolgen.
17	Typ 17 lässt sich aufgrund der Biozönose typologisch nicht von Typ 15 unterscheiden; es wird empfohlen, die Bewertung der beiden Typen zukünftig nach demselben Verfahren vorzunehmen.
18	Der multimetrische Index erweist sich auf Grundlage der Daten aus dem „Bundesweiten Praxistest“ als stabil; diese Annahme wird mit Daten aus den Ländern überprüft.
19	Der multimetrische Index für Typ 19 (Stand Nov. 2004) erweist sich mit den Daten des „Bundesweiten Praxistests“ als noch nicht stabil. Eine weiterführende Validierung und evtl. notwendige abschließende Überarbeitung (in Anlehnung an Typ 11) sollte mit den Daten des „Länder-Praxistests“ erfolgen.
20	Das Potamontypieverfahren, der Kern der Bewertung der Ströme, befindet sich derzeit in der Überarbeitung, daher wird vorgeschlagen, die überarbeitete Version anhand des Praxistests der Länder abschließend zu testen.
21	Der multimetrische Index scheint stabil; der abschließende Validierungsschritt wird mit den Daten des „Länder-Praxistests“ durchgeführt.
22	Ein Bewertungsverfahren liegt erst im Laufe des Jahres 2006 vor, da die Ergebnisse eines parallel laufenden Projektes zu den Marschengewässern abgewartet werden. ¹⁴
23	Das Bewertungsverfahren für den Typ 23 ist ein erster Versuch, diese Gewässer trotz der heterogenen Bedingungen in Bezug auf Salzgehalt und Fließverhalten anhand des Makrozoobenthos zu bewerten. Ob die Bewertung anhand des multimetrischen Index – analog zu den anderen Gewässertypen – möglich ist, sollte anhand weiterer Datensätze überprüft werden.

3.1.2 Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands in das bundesweite Typen- und Bewertungssystem

Mit Abschluss der Phase I des hier beschriebenen Vorhabens zur Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems lag für den Großteil der deutschen Fließgewässertypen ein Bewertungsverfahren vor. Für manche Gewässertypen (z. B. Typ 14 Sandgeprägte Tieflandbäche) wurde das Verfahren anhand umfangreicher Daten hergeleitet, während es in anderen Fällen (z. B. Typen 11 und 12 organisch geprägte Gewässer) mit sehr wenigen Datensätzen entwickelt wurde

¹⁴ „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)

und daher eher hypothetischen Charakter besaß. Zudem fehlte bislang ein Bewertungssystem für die erst im Laufe des dynamischen Entwicklungsprozesses der Fließgewässertypologie abgegrenzten Typen 21 (Seeausflussgeprägte Fließgewässer), 22 (Marschengewässer) und 23 (Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse).

Im Rahmen des von der LAWA geförderten Forschungsvorhabens „Abschließende Arbeiten zur Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands in das bundesweite Typen- und Bewertungssystem“ wurden daher, bezogen auf die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“, folgende Bereiche bearbeitet:

- 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) wurde 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 und Klassengrenzen für die Typen 11, 12, 19 und 21.

Die detaillierte Beschreibung des Vorgehens bei der Weiterentwicklung und Überarbeitung der multimetrischen Bewertungsformeln für die oben genannten Typen, können dem Schlussbericht des Vorhabens zur „Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands“ (Meier et al. 2005) entnommen werden. Dargestellt sind im Folgenden die Core Metrics der fünf bearbeiteten Gewässertypen mit den der Berechnung zu Grunde liegenden Ankerpunkten. Die saprobiellen Kenngrößen (Grundzustand und Klassengrenzen der Abweichungsstufen) der Typen 11, 12, 19 und 21 können dem Kapitel 3.2 entnommen werden.

Tabelle 55: Core Metrics Gewässertyp 11 (Organisch geprägte Bäche)

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

Tabelle 56: Core Metrics Gewässertyp 12 (Organisch geprägte Flüsse)

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

Tabelle 57: Core Metrics Gewässertyp 19 (Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern)

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

Tabelle 58: Core Metrics Gewässertyp 21 (Seeausflussgeprägte Fließgewässer)

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

Tabelle 59: Core Metrics Gewässertyp 23 (Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse)

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

3.2 Überarbeitung des Moduls „Saprobie“

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindex für die biologische Fließgewässerbewertung“ (Rolaußs et al. 2003) wurden für die meisten der im Jahr 2003 ausgewiesenen Fließgewässertypen (gemäß der damaligen vorläufigen Typologie) saprobielle Referenzbedingungen definiert, inklusive daraus abgeleiteter Klassengrenzen (vgl. Kapitel 2.2.2).

Aufgrund der in der Zwischenzeit erfolgten breiten praktischen Anwendung der revidierten DIN 38 410 baten einige Ländervertreter um eine Überprüfung des bestehenden Bewertungssystems, da in einigen Fällen die sich ergebenden saprobiellen Qualitätsklassen nicht plausibel erschienen. Auf der Grundlage einer neuen, gegenüber dem Jahr 2003 wesentlich umfangreicheren Datenlage faunistischer Aufsammlungen, wurden entsprechend dem Verfahren, wie es in dem oben genannten Projekt bereits Anwendung fand, mittels zweier Varianten modifizierte Werte der saprobiellen Grundzustände und Klassengrenzen der Abweichungsstufen für alle Gewässertypen ermittelt. Diese Vorschläge wurden an die Länder weitergeleitet, dort anhand eigener Daten überprüft und im zuständigen Arbeitskreis der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser ("Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung nach EU-WRRL") eine Entscheidung getroffen (siehe Tabelle 61).

Die Vorschläge werden wie folgt kurz skizziert:

- (1) Die Berechnungsformel zur Ermittlung des Grundzustandes wurde derart abgeändert, dass der Grundzustand sich nun aus den 10 % besten Werten der Saprobienindices eines Typs ergibt; eine Subtraktion der zweifachen zugehörigen Standardabweichung wird nicht mehr vorgenommen. Aufgrund der geänderten Grundzustände ergeben sich in der Folge modifizierte Werte

für die Grenzen der saprobiellen Güteklassen. Die prozentualen Abweichungen vom Grundzustand folgen denjenigen des Szenarios II aus dem oben genannten Projekt; die Grenze zwischen den Güteklassen gut und mäßig liegt demnach bei 25 % Abweichung vom jeweiligen Grundzustand.

- (2) Die Grenze zwischen den Güteklassen gut und mäßig wurde auf 30 % Abweichung vom jeweiligen Grundzustand angehoben. Grundzustände sowie alle übrigen Werte der Klassengrenzen blieben unverändert.

Die sich aus den beiden Vorschlägen ergebenden Werte sind in Tabelle 60 aufgeführt.

Tabelle 60: Neuer Saprobienindex – Vorschlag für eine Anpassung der Bewertung sowie dem sich daraus ergebenden Handlungsbedarf (KG = Klassengrenze, Gz = Grundzustand, H-bed. = Handlungsbedarf); Vorschläge für Anpassung gemäß obiger Beschreibung.

	Anzahl Stellen	SI_alt		System gemäß Rolaufts (2003)						Vorschlag (1)						Vorschlag (2)					
		KG 2/3	H-bed.	Gz	KG 1/2	KG 2/3	KG 3/4	KG 4/5	H-bed.	Gz	KG 1/2	KG 2/3	KG 3/4	KG 4/5	H-bed.	Gz	KG 1/2	KG 2/3	KG 3/4	KG 4/5	H-bed.
Typ 1	65	2,30	0%	1,10	1,25	1,85	2,55	3,30	0%	1,15	1,30	1,90	2,60	3,30	0%	1,10	1,25	1,97	2,55	3,30	0%
Typ 2	64	2,30	6%	1,10	1,25	1,85	2,55	3,30	22%	1,15	1,30	1,90	2,60	3,30	22%	1,10	1,25	1,97	2,55	3,30	19%
Typ 3	32	2,30	0%	1,25	1,40	1,95	2,65	3,35	6%	1,15	1,30	1,90	2,60	3,30	9%	1,25	1,40	2,08	2,65	3,35	3%
Typ 4	202	2,30	2%	1,25	1,40	1,95	2,65	3,35	28%	1,30	1,50	2,05	2,70	3,35	20%	1,25	1,40	2,08	2,65	3,35	18%
Typ 5	1045	2,30	3%	1,25	1,40	1,95	2,65	3,35	13%	1,15	1,30	1,90	2,60	3,30	14%	1,25	1,40	2,08	2,65	3,35	10%
Typ 5.1	244	2,30	3%	1,25	1,40	1,95	2,65	3,35	9%	1,15	1,30	1,90	2,60	3,30	10%	1,25	1,40	2,08	2,65	3,35	6%
Typ 6	560	2,30	14%	1,25	1,40	1,95	2,65	3,35	39%	1,45	1,65	2,15	2,75	3,35	27%	1,25	1,40	2,08	2,65	3,35	31%
Typ 7	488	2,30	12%	1,25	1,40	1,95	2,65	3,35	42%	1,45	1,65	2,15	2,75	3,35	28%	1,25	1,40	2,08	2,65	3,35	33%
Typ 9	396	2,30	9%	1,40	1,55	2,05	2,70	3,35	22%	1,60	1,75	2,25	2,80	3,40	13%	1,40	1,55	2,18	2,70	3,35	14%
Typ 9.1	397	2,30	13%	1,40	1,55	2,05	2,70	3,35	53%	1,60	1,75	2,25	2,80	3,40	23%	1,40	1,55	2,18	2,70	3,35	34%
Typ 9.2	129	2,30	12%	1,40	1,55	2,05	2,70	3,35	53%	1,75	1,90	2,35	2,90	3,45	9%	1,40	1,55	2,18	2,70	3,35	31%
Typ 10	97	2,30	42%	1,75	1,90	2,30	2,90	3,45	38%	2,05	2,15	2,55	3,05	3,50	4%	1,75	1,90	2,43	2,90	3,45	24%
Typ 11	87	2,30	8%	1,45	1,60	2,10	2,75	3,35	61%	1,75	1,90	2,35	2,90	3,45	3%	1,45	1,60	2,22	2,75	3,35	26%
Typ 12	52	2,30	2%	1,75	1,90	2,30	2,90	3,45	12%	1,90	2,00	2,40	2,95	3,50	2%	1,75	1,90	2,43	2,90	3,45	2%
Typ 14	170	2,30	19%	1,55	1,70	2,20	2,80	3,40	36%	1,60	1,75	2,25	2,80	3,40	29%	1,55	1,70	2,29	2,80	3,40	23%
Typ 15	269	2,30	14%	1,75	1,90	2,30	2,90	3,45	16%	1,90	2,00	2,40	2,95	3,50	9%	1,75	1,90	2,43	2,90	3,45	6%
Typ 16	154	2,30	8%	1,25	1,40	1,95	2,65	3,35	34%	1,45	1,65	2,15	2,75	3,35	15%	1,25	1,40	2,08	2,65	3,35	18%
Typ 17	32	2,30	0%	1,55	1,70	2,20	2,80	3,40	6%	1,90	2,00	2,40	2,95	3,50	0%	1,55	1,70	2,29	2,80	3,40	0%
Typ 18	18	2,30	22%	1,75	1,90	2,30	2,90	3,45	39%	1,75	1,90	2,35	2,90	3,45	28%	1,75	1,90	2,43	2,90	3,45	17%
Typ 19	148	2,30	33%	1,75	1,90	2,30	2,90	3,45	32%	1,75	1,90	2,35	2,90	3,45	30%	1,75	1,90	2,43	2,90	3,45	26%
Typ 20	206	2,30	0%	1,85	2,00	2,40	2,95	3,45	38%	2,05	2,15	2,55	3,05	3,50	5%	1,85	2,00	2,50	2,95	3,45	12%
Typ 21	93	2,30	17%	1,85	2,00	2,40	2,95	3,45	2%	1,90	2,00	2,40	2,95	3,50	2%	1,85	2,00	2,50	2,95	3,45	0%

Tabelle 61: Grundzustände und Klassengrenzen des typspezifischen Saprobienindex (Modul „Saprobie“)

K = Keuper

Typ	Grund- zustand	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
1.1	1,05	≤1,20	>1,20-1,80	>1,80-2,55	>2,55-3,25	>3,25
1.2	1,20	≤1,35	>1,35-1,90	>1,90-2,60	>2,60-3,30	>3,30
2.1	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
2.2	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
3.1	1,35	≤1,45	>1,45-2,00	>2,00-2,65	>2,65-3,35	>3,35
3.2	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
4	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
5	1,35	≤1,45	>1,45-2,00	>2,00-2,65	>2,65-3,35	>3,35
5.1	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
6	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
6_K	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
7	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
9	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
9.1	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
9.1_K	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
9.2	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
10	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
11	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
12	1,85	≤2,00	>2,00-2,40	>2,40-2,95	>2,95-3,45	>3,45
14	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
15	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
15_groß	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
16	1,55	≤1,65	>1,65-2,15	>2,15-2,75	>2,75-3,40	>3,40
17	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
18	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
19	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
20	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
21_Nord	1,95	≤2,05	>2,05-2,45	>2,45-2,95	>2,95-3,50	>3,50
21_Süd	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
22	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
23	2,00	≤2,10	>2,10-2,50	>2,50-3,00	>3,00-3,50	>3,50

3.3 Die Web-Präsentation [<http://www.fliessgewaesserbewertung.de>]

flussgewaesserbewertung.de ist ein Informations- und Diskussionsportal, das einen Überblick über den aktuellen Stand der Fließgewässerbewertung mit dem Makrozoobenthos gibt (vgl. Abbildung 8). Als Grundlage dienen die Ergebnisse und Produkte der vom UBA und der LAWA in den vergangenen Jahren geförderten Forschungsprojekte:

- „Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben“ (FKZ 202 24 223)
(Auftraggeber: UBA; Koordination: Universität Duisburg-Essen in Kooperation mit: Universität Hohenheim, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Forschungsinstitut Senckenberg, Bundesanstalt für Gewässerkunde; Laufzeit: 04/02-03/06);
- „Validation der Fließgewässertypologie Deutschlands [...]“ (FKZ O 3.02)
(Auftraggeber: LAWA; Koordination: Forschungsinstitut Senckenberg in Kooperation mit: Universität Duisburg-Essen, Universität Hohenheim; Laufzeit: 04/02-01/04);
- „Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern“ (FKZ O 4.02)
(Auftraggeber: LAWA; Koordination: Forschungsinstitut Senckenberg in Kooperation mit: Universität Duisburg-Essen; Laufzeit: 04/02-01/04);
- „Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der WRRL“ (FKZ O 7.03) (Auftraggeber: LAWA; Koordination und Bearbeitung: umweltbüro essen).



Abbildung 8: Startseite der Website „fliessgewaesserbewertung.de“

Die Website enthält die folgenden zentralen Menüpunkte:

- **Gewässerbewertung** (Beschreibung des Ablaufs der Gewässerbewertung von der Probestellenauswahl bis zur Dateninterpretation);
- **Download** (Der Downloadbereich enthält die Bewertungssoftware sowie Berichte und Dokumente, die weiterführende Informationen zur standardisierten Fließgewässerbewertung in Deutschland liefern);
- **Forschung** (Informationen zu den verschiedenen Forschungsvorhaben und den beteiligten Institutionen);
- **Diskussionsforum** (Bündelung der Fragen, Anregung und Kritik der Nutzer und Berücksichtigung bei der weiteren Verfahrensentwicklung)

Die Website ist in deutscher und englischer Sprache verfügbar und seit dem 1. Juli 2004 für die Nutzer freigeschaltet.

3.4 Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung

Das „Methodische Handbuch Fließgewässerbewertung“ ist für die Anwendung in der Praxis konzipiert und fasst die wesentlichen Ergebnisse und Folgerungen aus den Forschungsprojekten zusammen. Es beschreibt die Bewertung eines Fließgewässerabschnitts mit den standardisierten Methoden zur Aufsammlung, Aufbereitung und Auswertung von Makrozoobenthosproben. Soweit möglich wird versucht, die einzelnen Arbeitsschritte mit Hilfe von Abbildungen und Fotos darzustellen.

Das Handbuch ist in die folgenden Abschnitte unterteilt:

I. Einführung

- Das methodische Handbuch – Anlass und Zielsetzung
- Kurzfassung des Ablaufs

II. Vorarbeiten zur Probenahme

- Auswahl der Probestelle
- Zuweisung des Gewässertyps und Wahl des Probenahmezeitpunkts

III. Probenahme im Freiland

- Anwendungsbereich der Methode
- Technische Ausstattung für die Probenahme
- Kartierung der Habitate und Festlegung der Teilproben
- Probenahme an durchwatbaren und teilweise durchwatbaren Gewässern
- Probenahme an nicht begehbaren und/oder dauertrüben Gewässern
- Quantifizierung koloniebildender Taxa
- Optionaler Schritt: Aufarbeitung der Benthosprobe im Gelände zur Reduzierung des Probenvolumens
- Aussuchen der Einzelexemplare
- Konservierung und Lagerung der Proben

IV. Probenbehandlung im Labor

- Technische Ausstattung
- Entnahme der Unterprobe
- Abtrennen der Grobfraction im Labor
- Sortieren der Unterprobe

V. Alternatives Lebendsortierverfahren für das Freiland

- Technische Ausstattung
- Optionaler Schritt: Entnahme der Unterprobe
- Sortierung der Probe
- Entnahme von Organismen

VI. Probenahmetechnik zur Beprobung der Fließgewässertypen 10 und 20 (Bundeswasserstraßen) (aus Schöll et al. 2005)

- Festlegung der Untersuchungs-bereiche
- Standortwahl
- Untersuchungshäufigkeit
- Stichprobenzahl und Probenfläche
- Entnahmetechnik
- Aufarbeitung des biologischen Materials

VII. Bestimmung der Organismen

- Materialliste
- Bestimmung der Organismen
- Anwendung der Operationellen Taxaliste
- Erstellen der Taxalisten

VIII. Dateneingabe und Berechnung

- Dateneingabe
- Berechnung

IX. Interpretation der Ergebnisse

- Interpretation der Ergebnisse zweier Gewässerabschnitte im Tiefland

- Interpretation der Ergebnisse zweier Gewässerabschnitte im Mittelgebirge

X. Hinweise auf weiterführende Informationen

XI. Literatur

Mit Abschluss der Bearbeitungsphase II liegt eine vorläufige Version des „Methodischen Handbuchs Fließgewässerbewertung“ vor; im Rahmen der Bearbeitungsphase III (01/2005-03/2006) fand eine Anpassung und Überarbeitung der noch strittigen Bereiche der Methoden statt. Die sich daraus ergebenden Änderungen wurden in das Handbuch eingearbeitet (vgl. Kapitel 4.1).

Das vollständige Handbuch ist diesem Bericht als Anhang IX beigelegt.

3.5 Schulungsmaterialien

Handbücher können, auch wenn sie gut gemacht wurden, in Teilen missverstanden oder ignoriert werden. Gerade wenn es sich bei der Thematik um die Beschreibung eines überwiegend praktischen Vorganges handelt, sind Handbücher alleine nicht geeignet, die notwendigen Informationen und praktischen Fähigkeiten zu vermitteln. Schulungen kommen somit insbesondere im Bereich der Freiland- und Labortätigkeit standardisierter Probenahmetechniken eine große Bedeutung zu.

Die im Rahmen dieses Projektes zusammengestellten Materialien, zunächst in Form einer Powerpoint-Präsentation, sollen dazu dienen, entsprechende Fortbildungen visuell zu unterstützen bzw. die Vermittlung der neuen Inhalte zu erleichtern und zudem gewährleisten, dass ein gewisses Maß an Einheitlichkeit und Vergleichbarkeit bei Vermittlung und Anwendung erreicht wird.

Die Präsentation gliedert sich in fünf Themenblöcke

– Vorarbeiten, Besammlung, Sortierung, Bestimmung und Berechnung –,

wobei insbesondere dem letzten Aspekt mit dem beigeordneten Thema „Ergebnisinterpretation“ ein besonderer Stellenwert eingeräumt wird. Die behandelten Bereiche

sind eng an das zugrunde liegende Handbuch (vgl. Kapitel 3.4) angelehnt und werden ergänzt durch Hinweise auf weitere Informationsquellen, wie z. B. Projektberichte oder Internetpräsenzen.

Die vollständige Präsentation gibt Anhang X wieder.

4. Phase III des Vorhabens (01.01.2005-31.03.2006): Überarbeitung und Ergänzung der Methoden zur Probenahme und Aufbereitung, des multimetrischen Verfahrens und der Materialien für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis

4.1 Überarbeitung und Ergänzung der Methoden zur Probenahme und Aufbereitung

Anfang 2004 lagen, als Ergebnis eines durch die LAWA geförderten Forschungsvorhabens, Freiland- und Labormethoden zur Entnahme und Bearbeitung von Makrozoobenthos-Proben vor. Die Methoden sahen vor, die Habitate proportional zu ihrem Vorkommen an der Probestelle zu beproben (Multi-Habitat-Sampling) und beinhalteten folgende Arbeitsschritte:

- Substratkartierung und Abschätzung der Habitate in 5 %-Stufen;
- Entnahme von 20 Teilproben, die gemäß der Häufigkeit der Habitate verteilt sind (eine Teilprobe je 5 % Substratdeckung);
- Aufbereitung der Probe durch Abtrennen der mineralischen Fraktion zur Reduzierung des Probenvolumens;
- Konservierung des verbleibenden organischen Materials und anschließende Sortierung im Labor.

Im Rahmen eines bundesweiten Praxistests der LAWA sowie verschiedenen Praxistests in den Bundesländern wurden die Methoden im Jahr 2004 an zahlreichen Probestellen in ganz Deutschland erprobt. Die Ergebnisse aus dieser Testphase wurden intensiv im Projektbegleitenden Beirat¹⁵ diskutiert und führten zu folgenden Änderungen und Weiterentwicklungen der Methoden:

¹⁵ Mit Beginn der Bearbeitungsphase III (Anfang 2005) wurde vom zuständigen Arbeitskreis der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser ("Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung nach EU-WRRL") der „Projektbegleitende Beirat“ eingeführt, um das Forschungsvorhaben fachlich eng zu begleiten.

- Seltene Habitate ($< 5\%$ Substratdeckung) werden, falls vorhanden, durch Entnahme einer 21. Teilprobe berücksichtigt.
Die Gesamtfläche der 21. Teilprobe soll der Fläche einer anderen Teilprobe entsprechen (25 x 25 cm). Falls mehrere (n) seltene Habitate vorhanden sind, wird für die 21. Teilprobe in jedem seltenen Habitat eine Teilprobe genommen, das Material vereinigt und der n-te Anteil der Probe als Unterprobe entnommen und mit der Gesamtprobe gepoolt oder optional separat ausgewertet. Damit entfällt die in der bisherigen Verfahrensbeschreibung vorgesehene Zeitbesammlung der seltenen Habitate.
- Für die Beprobung von Makrophyten wurde eine gesonderte Methodenbeschreibung ergänzt.
- Mit dem Sieben und Abtrennen der mineralischen Fraktion stehen zwei optionale Schritte zur Aufarbeitung der Probe und zur Reduzierung des Probenvolumens zur Verfügung.
- Alternativ zur Laborsortierung kann ein Lebendsortierverfahren im Freiland angewendet werden.
Die Vorgehensweise wurde in Anlehnung an die Laborsortierung entwickelt und umfasst folgende Schritte:
 - Die aus der Probenahme resultierenden Teilproben werden auf eine oder mehrere Weißschalen verteilt.
 - Die Gesamtprobe kann durch eine Unterprobenahme auf ein für die Lebendsortierung angemessenes Maß an Probenmaterial und Individuen reduziert werden.
 - Die Individuenzahlen der einzelnen erkennbaren Taxa werden mit Hilfe einer abgestuften Abundanzskala im Gelände gezählt und geschätzt und in einem Feldprotokoll notiert.
 - Von den im Gelände eindeutig bestimmbar Taxa werden je drei Belegexemplare mitgenommen. Von den übrigen Taxa wird eine vorgegebene Mindestanzahl zur Bestimmung ins Labor mitgenommen (Anhang III (Taxaliste Lebendsortierung) im „Methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung“).

Die überarbeiteten und weiterentwickelten Methodenbeschreibungen wurden im Laufe des Jahres 2005 von verschiedenen Bundesländern getestet. Die Ergebnisse dieser zweiten Testphase wurden im projektbegleitenden Beirat diskutiert und fanden Eingang in die abschließende Überarbeitung der Methoden. Folgende Änderungen und Weiterentwicklungen wurden in das „Methodische Handbuch Fließgewässerbewertung“ bzw. in die Operationelle Taxaliste aufgenommen:

- Für die Typen 1, 2, 3 und 4 der Alpen und des Alpenvorlandes wurden der Probenahmezeitraum auf die Monate Februar bis April (Mai) festgelegt.
- Für die Beprobung von nicht begehbaren und/oder dauertrüben Fließgewässern wurde eine gesonderte Methodenbeschreibung ergänzt. Möglich sind hier verschiedene Methodenvarianten unter Verwendung von Benthoskescher, Bodengreifer, Kastenstecher oder Dredge.
- Ergänzend aufgenommen wurde die Probenahmetechnik zur Beprobung der Fließgewässertypen 10 und 20 nach Schöll et al. (2005).
- Im Feldprotokoll zur Festlegung der Teilproben wurde bei der Quantifizierung koloniebildender Taxa ein Nominalskala eingefügt. Die Liste für die Mindestanzahl der Probe zu entnehmender Individuen pro Taxon wurde nach den Wünschen der Bundesländer überarbeitet und umstrukturiert.
- In Abstimmung mit den Experten aus den verschiedenen Bundesländern wurde die Operationelle Taxaliste überarbeitet und aktualisiert. So wurde die Liste um etwa ein Dutzend Brackwasserarten erweitert, vereinzelt wurden taxonomische Gruppen ergänzt bzw. Taxa gestrichen. Auf Wunsch der Bundesländer werden künftig die Puppen der Simuliidae für die Bewertung der Gewässer berücksichtigt. Hierzu wurden 39 weitere Taxa der Simuliidae in die Operationelle Taxaliste aufgenommen. Im Hinblick auf die Abstimmung der Operationellen Taxaliste mit der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (Mauch et al. 2003), wurden des Weiteren für jedes Taxon die entsprechende DV-Nummer aufgenommen.

4.2 Überarbeitung des multimetrischen Verfahrens (Modul „Allgemeine Degradation“)

Wie die Methoden zur Probenahme und –aufbereitung wurde auch das im März 2004 für den Großteil der deutschen Fließgewässertypen vorgelegte Bewertungsverfahren verschiedenen Praxistests auf Bundes- und Länderebene unterzogen. Die Ergebnisse dieser Tests wurden im Projektbegleitenden Beirat diskutiert und das Vorgehen für die Überarbeitung festgelegt:

- Integration der im Jahr 2004 neu erhobenen und gelieferten Datensätze aus den Praxistests in die Projektdatenbank;
- Berechnung von gut 76 Metrics je Taxaliste;
- Ermittlung abiotischer Begleitdaten (Nutzung des Einzugsgebietes, Daten zur Strukturgüte);

- Die Auswahl der Kandidaten- und Core Metrics sowie das Setzen der Ankerpunkte erfolgte weitgehend analog zu dem in Kapitel 2.2.1.3 beschriebenen Vorgehen;
- Für eine Reihe von „Kerntypen“¹⁶ wurden von den Projektnehmern und dem Projektbegleitenden Beirat alternative Metric-Kombinationen ausgewählt;
- Basierend auf den Ergebnissen der Korrelationsanalysen wurden vom Auftragnehmer für jeweils ähnliche Gewässertypen vergleichbare Metric-Alternativen ausgewählt;
- Für jeden Fließgewässertyp wurde ein Rechenmodul erstellt, so dass eine Überprüfung der alternativen Metric-Kombinationen durch die Bundesländer mit eigenen Daten stattfinden konnte;
- Die Eignung der einzelnen Metrics und Metric-Kombinationen wurde anhand der Erfahrungen der Bundesländer und der Projektbearbeiter diskutiert und für jeden Gewässertyp wurden die jeweiligen Core Metrics ausgewählt;
- Die Fauna-Indices, als zentrale Elemente der Bewertung auf Grundlage des Moduls „Allgemeine Degradation“ wurden in enger Abstimmung mit dem Projektbegleitenden Beirat überarbeitet und erweitert (vgl. Kapitel 4.2.3);
- Die vorab ausgewählten Core Metric-Kombinationen wurden unter Einbeziehung der neuen und überarbeiteten Fauna-Indices erneut von den Bundesländern getestet und die Ergebnisse im Projektbegleitenden Beirat diskutiert.

Das Ergebnis dieser mehrstufigen Überarbeitung ist ein Modul „Allgemeine Degradation“, das zusammen mit den Modulen „Saprobie“ und „Versauerung“ die Bewertungsgrundlage für das Monitoring in den Jahren 2006 und 2007 darstellt. Im Jahr 2007 ist ggf. eine Überprüfung der Core Metrics und Ankerpunkte, basierend auf den dann zusätzlich vorliegenden Daten zu empfehlen. Dies gilt insbesondere für die Typen, für die das jetzt beschlossene Bewertungssystem noch als vorläufig anzusehen ist (vgl. Kapitel 4.3).

4.2.1 Zusammenfassung der Ergebnisse aus den Praxistests der Länder

Die folgende Tabelle fasst die Stellungnahmen der Ländervertreter im Anschluss an die ländereigenen Praxistests zusammen und gibt Hinweise auf die daraus abzuleitenden Konsequenzen für die Überarbeitung des Bewertungsverfahrens.

¹⁶ Typ 1: Fließgewässer der Alpen, Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche, Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse, Typ 11: Organisch geprägte Bäche, Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche, Typ 15: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse

Tabelle 62: Zusammenfassung der Ergebnisse aus den Praxistests der Länder

Bundesland	Gewässertyp	Kommentar	Erläuterung/Konsequenz
Bayern	alle Typen	Modul „Allgemeine Degradation“: Es sollten nur solche Metrics verwendet werden, die keinen unmittelbaren Zusammenhang zur organischen Belastung zeigen. Ungeeignet wären demnach Metrics wie „Anteil xenosaprobe Taxa“, „Anteil oligosaprobe Taxa“ oder „Anteil Plecopteren“.	Verwendung finden nur solche Metrics, die keinen unmittelbaren Zusammenhang zur organischen Belastung zeigen.
	alle Typen	Keine festen Klassengrenzen, da keine lineare Ursachen-Wirkungsbeziehung angenommen werden kann.	Da die Ursachen-Wirkungsbeziehung nicht im Detail für jeden Metric bekannt sind, wird eine lineare Beziehung angenommen.
	1-4	Der vorgeschlagene Probenahmezeitpunkt (März/April) ist ungeeignet, da viele Gewässer aufgrund der Schneeschmelze Hochwasser führen; Probenahme sollte im Spätwinter durchgeführt werden.	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
	1-3	Eine stärkere Berücksichtigung des längszonalen Aspekts bei der Bewertung (Module „AD“ und „Saprobie“) erscheint für die (größenübergreifenden) Typen 1 bis 3 notwendig.	Neuberechnungen werden unter Berücksichtigung der Subtypen durchgeführt.
	5.1, 1	Der Multimetric Index (MMI) deckt nicht alle Metric-Typen ab. Bei Typ 1 sollte eine Orientierung an den Mittelgebirgstypen erfolgen.	Wird, soweit möglich, bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
	2.1, 3.1	Subtypen ähneln dem Typ 7. Dies sollte bei einer Überarbeitung des Bewertungssystems (Module „AD“ und „Saprobie“) berücksichtigt werden.	Wird, soweit möglich, bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
	2.2, 3.2	Subtypen ähneln dem Typ 9. Dies sollte bei einer Überarbeitung des Bewertungssystems (Module „AD“ und „Saprobie“) berücksichtigt werden.	Wird, soweit möglich, bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
	2, 3	Typen 2 und 3 wurden bei der Zuordnung der saprobiellen Referenzzustände vertauscht	Wird geprüft.
	4	Noch zu entwickelnder MMI sollte sich an der Bewertung der Alpenvorland- und Mittelgebirgsgewässer orientieren.	Wird, soweit möglich, bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
	10	Die Bewertung sollte multimetric erfolgen; neben den PTI sollten weitere Metrics berücksichtigt werden.	Entscheidung der BfG, die die Typen 10 und 20 bearbeitet hat, die Bewertung über den PTI vorzunehmen und die weiteren Metrics zur Information auszugeben.
Hessen	21	Eine einheitliche Bewertung nord- und süddeutscher Seeausflüsse erscheint nicht zweckmäßig.	Bei den Neuberechnungen Aufteilung in die Subtypen 21_Nord und 21_Süd.
	alle Typen	Der Metric „Shannon-Wiener-Diversität“ erscheint ungeeignet, da z. T. extreme Abweichungen in der Bewertung vorkommen; abhängig beispielsweise vom natürlichen Massenvorkommen einer Art.	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt. Ggf. wird auf den Metric verzichtet.
	5, 5.1, 6, 7	Der Metric „Anteil Plecoptera“ ist zu anfällig gegenüber dem Zeitpunkt der	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt.

Bundesland	Gewässertyp	Kommentar	Erläuterung/Konsequenz
		Probenahme. Alternative: „Anteil EPTC“	
	5, 6, 7	Der Metric „Anteil Epirhithral-Besiedler“ ist für die Untersuchung der unteren Bachabschnitte ungeeignet, da der Anteil hier deutlich geringer als in den Oberläufen. Alternative: „Anteil Epi- und Metarhithral-Besiedler“.	Bei der Auswahl der Metrics wurden Fließgewässerabschnitte mit unterschiedlichen Einzugsgebietsgrößen berücksichtigt.
	5.1	Metric „Anteil Xenosaprobe“ streichen	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
	9, 9.1, 9.2	Der Metric „Anteil Metarhithral-Besiedler“ ist für die Untersuchung der unteren Flussabschnitte (z. B. 90 km ²) ungeeignet, da der Anteil hier deutlich geringer als in den Oberläufen. Alternative: „Anteil Hyporhithral- und Epipotamal-Besiedler“.	Bei der Auswahl der Metrics wurden Fließgewässerabschnitte mit unterschiedlichen Einzugsgebietsgrößen berücksichtigt.
	9, 9.1, 9.2	Bewertung des Metric „Anteil Pelal-Besiedler“ ist stark vom Bestimmungsniveau der Chironomidae abhängig.	
	9, 9.1, 9.2, 19	Die Ankerpunkte der Metrics „Anteil Zerkleinerer“ und „EPT (HK) [%]“ sind zu hoch	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
Rheinland-Pfalz	alle Typen	Der Metric „Shannon-Wiener-Diversität“ sollte nicht für die Bewertung herangezogen werden; u. a. führen natürliche Massenentwicklungen einzelner Taxa zu einer schlechten Bewertung	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt. Ggf. wird auf den Metric verzichtet.
	5, 5.1, 6	Die oberen Ankerpunkte für den Metric „Anteil Plecoptera“ sind zu hoch. Der Metric erscheint gegenüber dem Zeitpunkt der Probenahme nicht stabil.	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt. Ggf. wird auf den Metric verzichtet.
	5, 6	Der Metric „Anteil Steinbesiedler (nach Braukmann)“ liefert häufig nicht nachvollziehbare Ergebnisse; der Metric „Anteil Lithalbesiedler“ gibt z.B. Anteile von > 50 % an, der „Anteil Steinbesiedler“ nur wenige Prozent.	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
	5	Der obere Ankerpunkt für den Metric „Anteil Epithithral-Besiedler“ ist mit 42 % sehr hoch angesetzt. Der Typ deckt im Längsverlauf das Epi- und das Metarhithral ab; der Metric „Anteil Epithithral-Besiedler“ erscheint daher nicht geeignet.	Bei der Auswahl der Metrics wurden Fließgewässerabschnitte mit unterschiedlichen Einzugsgebietsgrößen berücksichtigt.
	9, 9.1, 9.2	Die oberen Ankerpunkte für den Metric „Anteil Metarhithral-Besiedler“ sind zu hoch. Zudem handelt es sich bei den Typen um Gewässer des Hyporhithrals und des Epipotamals; es erscheint sinnvoll, diese Anteile in die Bewertung aufzunehmen.	Der Metric hat sich auch für Gewässer dieser Größe (100-1.000 km ² EZG) als geeignet erwiesen.
	9, 9.1, 9.2	Hohe Abundanzen der Chironomidae können zu einem „künstlich“ erhöhten Anteil an Pelal-Besiedlern führen, wenn die Unterfamilien (darunter auch Steinbesiedler wie die Orthoclaadiinae) vorher gemäß Operationeller Taxaliste zusammengeführt wurden.	
Mecklenburg-Vorpommern	12, 15, 21, 23	Eine Beprobung im Juni/Juli wird als zu spät empfunden; empfohlener Zeitpunkt: Februar bis Mai.	

Bundesland	Gewässertyp	Kommentar	Erläuterung/Konsequenz
	11, 12	Die oberen Ankerpunkte des Metric „Anteil EPT-Taxa“ sind zu hoch angesetzt (Typ 11: 55 %, Typ 12: 60 %).	Die Ankerpunkte des Metric wurden im Rahmen des von der LAWA geförderten Projektes zur „Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands [...]“ überarbeitet (Typ 11: oberer AP 50 %, unterer AP 0 %; Typ 12: oberer AP 50 %, unterer AP 0 %).
	11, 12	Die oberen Ankerpunkte des Metric „Anteil Rheophile“ sind zu hoch angesetzt (Typen 11 und 12: 70 %).	Der Metric entfällt nach der Überarbeitung der MMI für die Typen 11 und 12 im Rahmen des von der LAWA geförderten Projektes zur „Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands [...]“ vollständig.
	11, 12, 16, 18, 19	Für den Fauna-Index Tieflandbäche sind zu wenig Taxa als Indikatoren eingestuft.	Der Metric entfällt nach der Überarbeitung des MMI für die Typen 12 und 19 im Rahmen des von der LAWA geförderten Projektes zur „Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands [...]“ vollständig.
Nordrhein-Westfalen (Wupperverband)	9	Durch das Massenaufkommen von <i>Lepidostoma hirtum</i> , die nicht als rheophil eingestuft ist, kommt es in der Wupper zu einem verzerrten Ergebnis des Metric „Rheoindex nach Banning“.	
	9	Die Eignung des Metric „Metarhithral-Besiedler [%]“ erscheint für den Übergangsbereich des Hyporhithral ins Epipotamal fraglich.	Der Metric hat sich auch für Gewässer dieser Größe (100-1.000 km ² EZG) als geeignet erwiesen.
Schleswig-Holstein	alle Typen	Eine zweimalige Beprobung im Frühjahr (Bäche: März/Mai, Flüsse: April/Juni) würde zu stabileren Bewertungsergebnissen führen.	
	14, 15, 19, (16)	Das Bewertungsergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ fällt bei der Beprobung von sandgeprägten Gewässern und Niedrigungsgewässern zu schlecht aus, da standorttypische Kleinhabitate nicht ausreichend berücksichtigt werden.	Möglicherweise sind diese standorttypische Kleinhabitate stark unterrepräsentiert.
	14, 15, 17	Die Eignung des Metric „Zerkleinerer [%]“ sollte überprüft werden.	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
	14	Die Eignung des Metric „Plecoptera-Arten“ sollte überprüft werden.	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
	16	Die Eignung des Metric „Trichoptera-Arten“ sollte überprüft werden.	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
	17	Die Bewertung des Typs 17 ist grundsätzlich zu hinterfragen.	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
	21	Die Metrics „Xenosaprobe [%]“ und „Oligosaprobe [%]“ erscheinen für diesen Typ unplausibel.	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
	21	Seeausflüsse sind azonal, daher keine Zonierungsmetrics.	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt.
	21	Geeignete Metrics: „Gastropoda [%]“, „Litoral [%]“, „Phytal [%]“, „LTI“	Wird bei den Neuberechnungen berücksichtigt.

4.2.2 Datengrundlage

4.2.2.1 Typologie

Grundlage des Bewertungssystems ist, wie in Kapitel 2.2.1.2 dargestellt, die Typologie der deutschen Fließgewässer nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004).

Für Deutschland werden 24 Fließgewässertypen unterschieden, die für die Bewertung auf Grundlage des Makrozoobenthos in weitere Untertypen unterteilt werden. Insgesamt ergeben sich so 31 (Unter-) Typen (vgl. Tabelle 63).

Tabelle 63: Kurznamen der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004), verändert (Stand Februar 2006). (Ökoregion 4: Alpen, Höhe > 800 m; Ökoregion 9 (und 8): Mittelgebirge und Alpenvorland, Höhe ca. 200 – 800 m und höher; u: Ökoregion unabhängige Typen; Ökoregion 14: Norddeutsches Tiefland, Höhe < 200 m); K: Keuper; N: Nord, S: Süd

Typ / Kurzname	Ökoregion	Längszonierung			
		Bach	Kl. Fluss	Gr. Fluss	Strom
Typ 1.1: Bäche der Kalkalpen	4				
Typ 1.2: Kleine Flüsse der Kalkalpen	4				
Typ 2.1: Bäche des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 2.2: Kleine Flüsse des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 3.1: Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 3.2: Kleine Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 4: Große Flüsse des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 6_K: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche (Keuper)	9(8)				
Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	9(8)				
Typ 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	9(8)				
Typ 9.1_K: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse (Keuper)	9(8)				
Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges	9(8)				
Typ 10: Kiesgeprägte Ströme	9(8)				
Typ 11: Organisch geprägte Bäche	u				
Typ 12: Organisch geprägte Flüsse	u				
Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche	14				
Typ 15: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	14				
Typ 15_groß: Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	14				
Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche	14				
Typ 17: Kiesgeprägte Tieflandflüsse	14				
Typ 18: Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	14				
Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	u				
Typ 20: Sandgeprägte Ströme	14				
Typ 21_N: Seeausflussgeprägte Fließgewässer (Nord)	u				
Typ 21_S: Seeausflussgeprägte Fließgewässer (Süd)	u				
Typ 22: Marschengewässer	14				
Typ 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	14				

4.2.2.2 Faunistische Daten

In Bearbeitungsphase III wurde die zentrale Makrozoobenthosdatenbank auf über 12.000 Probenahmen weiter ausgebaut. Der überwiegende Teil der Datensätze stammt aus Erhebungen der Bundesländer. Von besonderem Wert waren dabei die Neuerhebungen im Rahmen des Praxistests, die nach dem neuen Methodenstandard (AQEM/STAR) durchgeführt worden waren. Zu den Taxalisten wurden die verfügbaren Begleitdaten in die Datenbank integriert. Besonderer Wert wurde auf die folgenden Parameter gelegt: Gewässername, Lagebeschreibung, Koordinaten, Gewässertyp, Datum, Probenahmemethode und Datenherkunft sowie auf die zur Entwicklung des Bewertungsverfahrens erhobenen Landnutzungs- und Strukturdaten.

Nach Anwendung aller in Kapitel 4.2.4.1 beschriebenen Filterkriterien (außer Jahreszeit und Größe des Einzugsgebietes) resultierte ein Grunddatensatz von ca. 4.300 Probenahmen von 2.500 Probestellen. Je nach Datenlage für die einzelnen Gewässertypen wurde noch strenger selektiert, um die bestmögliche Basis für die nachfolgenden statistischen Berechnungen zu erhalten, so dass letztlich rund 1.500 Probenahmen von 1.100 Orten in die Analysen eingingen.

Zur Berechnung der Metrics wurden Individuenzahlen auch in Abundanzklassen und umgekehrt umgerechnet. Für Erhebungen nach DIN wurden dabei die Abundanzstufen nach Alf et al. (1992) verwendet (1 = 1, 2 = 2-20, 3 = 21-40, 4 = 41-80, 5 = 81-160, 6 = 161-320 und 7 = >320). Zur Transformation der Abundanzklassen in Individuenzahlen dienten dabei die Klassenmitten (1, 10, 30, 60, 120, 240, 480). Für Erhebungen nach der AQEM/STAR-Methodik wurden höhere Individuenzahlen gemäß der entsprechenden Definition der Häufigkeitsklassen angesetzt (1 = 1-2, 2 = 3-10, 3 = 11-30, 4 = 31-100, 5 = 101-300, 6 = 301-1000 und 7 = >1000).

4.2.2.3 Ermittlung einheitlicher abiotischer Begleitdaten

Analog zu dem in Kapitel 2.2.1.3 beschriebenen Vorgehen wurden auch für die neu in die Projekt-Datenbank integrierten Probestellen, soweit verfügbar, Daten zur Gewässerstrukturgüte und zur Nutzung im Einzugsgebiet ermittelt.

4.2.3 Überarbeitung und Erweiterung der Fauna-Indices

Im Rahmen des EU-Projektes „AQEM“ (vgl. Kapitel 2.1.2) wurde für fünf Gewässertypen der „Deutsche Fauna-Index“ (kurz: Fauna-Index) entwickelt, ein Metric, der auf

Grundlage typspezifischer Indikatorlisten die Auswirkungen hydromorphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose eines Fließgewässerabschnittes beschreibt (Lorenz et al. 2004). Der Metric erwies sich im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen und bei den durch die Bundesländer durchgeführten Praxistests als für die Bewertung besonders geeignet und stieß zudem auf hohe Akzeptanz bei den Anwendern. Um die Bewertung nach dem Fauna-Index auf eine stabilere Grundlage (= mehr eingestufte Taxa) zu stellen und auch weitere Fließgewässertypen mit dem Fauna-Index bewerten zu können, wurden die bestehenden Fauna-Indices durch folgende Experten überarbeitet und erweitert:

- Ökokart¹⁷: Neuentwicklung der Fauna-Indices für die Typen 1.1, 1.2, 2.1, 2.2, 3.1, 3.2 und 4 (Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes)
- Ökokart, Universität Duisburg-Essen: Überarbeitung und Weiterentwicklung der Fauna-Indices für die Typen 9, 9.1 und 9.2 (Mittelgebirgsflüsse)
- Universität Duisburg-Essen: Überarbeitung und Weiterentwicklung des Fauna-Index für die Typen 11 und 12 (Organisch geprägte Bäche und Flüsse)
- Herbert Reusch und Kollegen¹⁸, Universität Duisburg-Essen: Überarbeitung und Weiterentwicklung des Fauna-Index für die Typen 14, 15, 16 und 17 (Mineralisch geprägte Bäche und Flüsse im Tiefland)
- Universität Duisburg-Essen: Neuentwicklung des Fauna-Index für den Typ 15_groß (Große Tieflandflüsse).

Verzichtet wurde auf eine Überarbeitung des Fauna-Index Typ 5, der sich sowohl für Typ 5 als auch für die anderen Mittelgebirgsbach-Typen (5.1, 6, 7) als stabil und geeignet erwiesen hatte.

Die Vorgaben für die Überarbeitung und Erweiterung sowie die Ergebnisse sind im Folgenden beschrieben.

4.2.3.1 Leitfaden für Neueinstufungen und Umstufungen von Indikatortaxa des Fauna-Index

Der Fauna-Index basiert auf der Bindung von Makrozoobenthosarten an ihr Habitat. Das Habitat definiert sich hierbei sowohl über das Substrat als auch über die

¹⁷ Monika Hess und Ulrich Heckes in Zusammenarbeit mit Brigitta Eiseler und unter Mitarbeit von M. Colling, G. Seitz, F. Weihrauch, A. Weinzierl und F. Eiseler

¹⁸ Herbert Reusch, Rainer Brinkmann, Claus-Joachim Otto und Stephan Speth

Fließgeschwindigkeit. Die einzelnen Habitate können für einen naturnahen oder aber für einen gewässermorphologisch degradierten Zustand charakteristisch sein; dies unterscheidet sich ggf. von Gewässertyp zu Gewässertyp.

Der Einfluss gewässermorphologischer Degradation ist nicht – wie im Fall der Saprobie – auf eine einzelne Ursache-Wirkungs-Beziehung zurückzuführen, sondern auf zahlreiche Einflussfaktoren, die häufig nicht klar zu trennen sind. Diese Faktoren haben ihre Ursachen auf verschiedenen räumlichen Skalen, von der Habitat-Skala (z. B. Fehlen bestimmter Mikrohabitate) bis zur Einzugsgebiets-Skala (z. B. verstärkte Sedimentation durch Oberflächeneintrag aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen). Im Einzelnen wird gewässermorphologische Degradation hier definiert als:

- Fehlen oder Seltenheit von Habitaten, die für einen Gewässertyp im unbeeinträchtigten Zustand charakteristisch sind (z. B. Totholz, Kies in Tieflandgewässern);
- Vorhandensein oder ungewöhnliche Häufigkeit von Habitaten, die charakteristisch für eine gewässermorphologische Beeinträchtigung sind (z. B. Uferbefestigung, beweglicher Sand);
- Veränderte hydraulische Bedingungen (z. B. Stau, Restwasser);
- Vereinheitlichung der hydraulischen Bedingungen (z. B. Fehlen strömungsberuhigter Uferzonen, Fehlen von Rifflestrecken);
- Fehlen der Ufervegetation und damit einhergehende stärkere Besonnung;
- Potamalisierungseffekte/Rhithralisierungseffekte;
- Verstärkte Sedimentation.

Für den Fauna-Index werden den Makrozoobenthostaxa positive (1, 2) oder negative (-1, -2) Zahlenwerte zugewiesen. Jedes Taxon repräsentiert somit entweder einen „Güte-“ oder einen „Schadaspekt“; dabei steht die Beziehung zur Hydromorphologie bzw. zu einzelnen hydromorphologischen Strukturelementen/Habitaten im Vordergrund. Seltenheit oder Schutzstatus sind nebensächlich, sofern sie nicht mit einer besonderen Empfindlichkeit und engen Habitatbindung einhergehen.

Die Einstufungen erfolgen typspezifisch; die Werte für einzelne Taxa können sich somit von Gewässertyp zu Gewässertyp unterscheiden.

Bisherige Einstufung der Taxa für den Fauna-Index

Von Lorenz et al. (2004) wurden die Taxa für den Fauna-Index nach folgenden Kriterien eingestuft:

- Statistisch nachweisbare Bindung an ein bestimmtes Habitat oder Strukturelement (positive Einstufung für Habitate, die für naturnahe Bedingungen stehen, negative für „Schadhabitate“);
- Statistisch nachweisbare Bindung an gewässermorphologisch naturnahe bis gering beeinträchtigte Abschnitte bzw. an gewässermorphologisch stark beeinträchtigte Abschnitte (z.B. über Indicator Species Analysis) (positive Einstufung stehen für naturnahe Bedingungen, negative für beeinträchtigte Bedingungen);
- Präferenz für bestimmte Habitate aufgrund von Literaturangaben (positive Einstufung für Habitate, die für naturnahe Bedingungen stehen, negative für „Schadhabitate“);
- Potamalisierungs- oder Rhithralisierungszeiger für eine bestimmte Gewässerzone (negative Einstufung);
- Arten, die (nach Literaturangaben oder eigenen Auswertungen) den eindeutigen Schwerpunkt ihres Vorkommens in einem bestimmten Gewässertyp haben („Leitarten“; positive Einstufung);
- Seltene Arten, für die eine besondere Empfindlichkeit angenommen wird (positive Einstufung).

Die Klassen des Fauna-Index und Leitlinien für Neu-Einstufungen / Umstufungen

„Klasse 2“:

- Taxa mit einer sehr engen Bindung an Habitate, die für naturnahe Bedingungen bzw. für „Gütestrukturen“ in einem Gewässertyp charakteristisch sind (vorzugsweise statistisch belegt, ergänzend Erfahrungswerte);
- Taxa mit einem eindeutigen Vorkommensschwerpunkt in gewässermorphologisch naturnahen bis gering beeinträchtigten Abschnitten (statistisch belegt oder Erfahrungswerte);
- Taxa mit dem eindeutigen Schwerpunkt ihres Vorkommens in dem in Frage stehenden Gewässertyp („Leitarten“; statistisch nachgewiesen oder Erfahrungswerte);
- Sehr seltene Arten, die in dem in Frage stehenden Gewässertyp aber regelmäßig anzutreffen sind.

„Klasse 1“:

- Taxa mit einer engen Bindung an Habitate, die für naturnahe Bedingungen in einem Gewässertyp charakteristisch sind (vorzugsweise statistisch belegt, zusätzlich Erfahrungswerte), die in anderen Habitaten aber auch regelmäßig vorkommen;
- Taxa, die in gewässermorphologisch gering beeinträchtigten Abschnitten häufiger sind als in degradierten Abschnitten (statistisch belegt oder Erfahrungswerte);
- Seltene Arten, die in dem in Frage stehenden Gewässertyp aber regelmäßig anzutreffen sind.

„Klasse -1“:

- Taxa mit einer engen Bindung an Habitate, die für degradierte Bedingungen in einem Gewässertyp charakteristisch sind (statistisch belegt oder Erfahrungswerte), die in anderen Habitaten aber auch regelmäßig vorkommen;
- Taxa, die in gewässermorphologisch degradierten Abschnitten häufiger sind als in anderen Abschnitten (statistisch belegt oder Erfahrungswerte).

„Klasse -2“:

- Taxa mit einer sehr engen Bindung an Habitate bzw. Strukturelemente, die für degradierte Bedingungen in einem Gewässertyp charakteristisch sind (vorzugsweise statistisch belegt, zusätzlich Erfahrungswerte);
- Taxa mit einem eindeutigen Vorkommensschwerpunkt in gewässermorphologisch degradierten Abschnitten (vorzugsweise statistisch belegt, zusätzlich Erfahrungswerte);
- Taxa, die in dem in Frage stehenden Gewässertyp stark veränderte hydraulische Bedingungen (z.B. Effekte von Stau und Restwasser) und/oder Potamalisierung / Rhithralisierung anzeigen.

Einstufungen und Vorschläge für Umstufungen beschränken sich im Regelfall auf die Arten der Operationellen Taxaliste. In Ausnahmefällen (eindeutig bestimmbare Taxa mit einem hohen Indikationswert) wurden zusätzliche Taxa zur Aufnahme in die Operationelle Taxaliste mit entsprechender Einstufung vorgeschlagen.

4.2.3.2 Arteinstufungen der Fauna-Indices

Tabelle 64 gibt einen Überblick über die Anzahl der pro Fließgewässertyp eingestuften Taxa. Die Werte schwanken zwischen 153 Indikator taxa für Typ 15_groß und 544 für Typ 9.1. Welche Taxa die Indikatorliste für den jeweiligen Typ enthält, kann den Tabellen in Anhang XI entnommen werden.

Tabelle 64: Anzahl der pro Fließgewässertyp für den Fauna-Index eingestuften Taxa

Typ	Klasse 2	Klasse 1	Klasse -1	Klasse -2	Summe
1.1	58	41	37	68	204
1.2	67	87	28	102	284
2.1	40	115	77	79	311
2.2	113	95	68	112	388
3.1	76	109	50	83	318
3.2	111	94	61	85	351
4	44	69	61	164	338
9	145	120	76	196	537
9.1	147	129	76	192	544
9.2	113	119	95	175	502
11/12	70	107	88	6	271
14/16	74	123	54	16	267
15/17	80	169	25	14	288
15_groß	56	63	27	7	153

Bei Käfern Angaben jeweils inklusive „Ad.“ (adult), „Lv.“ (larval) und „Ad./Lv.“

4.2.4 Vorgehen bei den Berechnungen

4.2.4.1 Filterung der faunistischen Datensätze

Wie in Kapitel 2.2.1.3 beschrieben, wurden auch die in Bearbeitungsphase III verwendeten Datensätze einem Filterprozess unterzogen. Folgende Filterkriterien wurden zu Grunde gelegt:

- Probenahmezeitpunkt liegt nicht länger als zehn Jahre zurück (1995-2005);
- Bei der Probenahme müssen alle Teilhabitate erfasst worden sein (d. h. keine Surber- oder Freeze-Core-Proben);

- Bei der Probenahme müssen alle Taxa erfasst worden sein, beispielsweise nicht nur die der DIN 38 410;
- Zuordnung der Probestelle zu einem Gewässertyp;
- Einzugsgebiet > 8 km² (Gewässer > 10 km² sind EG-WRRL relevant und da man von einer gewissen Unschärfe bei der Größenermittlung des Einzugsgebietes ausgehen muss, wurden Gewässerabschnitte ab einem Einzugsgebiet von 8 km² berücksichtigt);
- Vorhandensein von abiotischen Daten zur Nutzung im Einzugsgebiet und/oder zur Gewässerstrukturgüte;
- Mindestens 10 Taxa, um sicherzustellen, dass keine unzureichend beprobten oder ungenügend bestimmten Datensätze in die Analysen eingehen;
- Für Bäche und Flüsse wurden Frühjahrs- und Sommerproben (Februar bis August) berücksichtigt;
- Der leitbildbezogene Saprobienindex ist gemäß dem Stand der typspezifischen Saprobieklassifizierung zur Zeit der Datenauswahl „sehr gut“ oder „gut“.

4.2.4.2 Taxonomische Harmonisierung

Im Rahmen der Bearbeitungsphase III wurde die taxonomische Harmonisierung auf Grundlage der Operationellen Taxaliste nach Haase & Sundermann (2004) vorgenommen. Das Grundprinzip dieses Prozesses besteht darin, dass jedem Taxon in der Datenbank, die den Berechnungen zugrunde liegt, ein Taxon gemäß Operationeller Taxaliste zugewiesen ist. Folgende Schritte sind im Rahmen des Filterprozesses möglich:

- Taxon gilt als nicht sicher bestimmbar und wird dem nächst sicher zu bestimmenden Taxon zugeordnet (*Pisidium subtruncatum* wird zu *Pisidium* sp.);
- Taxon gilt als sicher bestimmbar und geht als solches in die Berechnung ein (z. B. *Elmis* sp. Lv.);
- Taxon ist gemäß Operationeller Taxaliste völlig unzureichend bestimmt und entfällt daher (z. B. Trichoptera Gen. sp.).

4.2.4.3 Metricberechnung

Aus der zentralen Datenbank wurden nach den in Kapitel 4.2.4.1 definierten Kriterien Datensätze ausgewählt und mit der Datenbank „ASSESS“ 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 nach Bearbeitungsphase I bereits im deutschen Bewertungssystem enthalten und hat sich für mindestens einen der Fließgewässertypen als geeignet erwiesen;
- Der Metric ist potenziell für die Bewertung 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 eine Liste mit bis zu 76 Metric-Ergebnissen.

Tabelle 65: Metric-Gruppenliste

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

Metric-Name	Metric-Typ	Referenz
Diversitätsindices		
Diversität (Margalef Index)	V/D	Margalef (1984)
Diversität (Shannon-Wiener-Index)	V/D	Shannon & Weaver (1949)
(Längs-)Zonierung		
Eucrenal [%] (Ind.)	F	Moog et al. (1995); Schmedtje & Colling (1996); Hering et al. (2004)
Hypocrenal [%] (Ind.)	F	
Epirhithral [%] (Ind.)	F	
Metarhithral [%] (Ind.)	F	
Hyporhithral [%] (Ind.)	F	
Epipotamal [%] (Ind.)	F	
Metapotamal [%] (Ind.)	F	
Litoral [%] (Ind.)	F	
Crenal gesamt [%] (Ind.)	F	
Rhithral gesamt [%] (Ind.)	F	
Potamal gesamt [%] (Ind.)	F	
Potamon-Typie-Index (HK)	T	Schöll et al. (2005)
Rhithron-Typie-Index (Ind.)	T	Biss et al. (2002)
Strömungspräferenzen		
rheophil [%] (Ind.)	F	Schmedtje & Colling (1996); Hering et al. (2004)
rheophil [%] (HK)	F	
Anteil Strömungsindifferente [%] (Ind.)	F	
Anteil Strömungsindifferente [%] (HK)	F	
Rheoindex nach Banning (Ind.)	F	Banning (1998)
Rheoindex nach Banning (HK)	F	
Mikrohabitatpräferenzen		
Pelal [%] (Ind.)	F	Schmedtje & Colling (1996); Hering et al. (2004)
Psammal [%] (Ind.)	F	
Akal [%] (Ind.)	F	
Akal [%] (HK)	F	
Lithal [%] (Ind.)	F	
Phytal [%] (Ind.)	F	
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1" [%] (Ind.)	F	Braukmann (1997)
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1" [%] (HK)	F	
Ernährungstypen		
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 Filtrierer [%] (Ind.)	F	

Metric-Name	Metric-Typ	Referenz
Deutscher Fauna-Index		
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5	T	Lorenz et al. (2004a)
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9	T	
Fauna-Index organische Bäche Typ 11	T	
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14	T	
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15	T	
Fauna-Index Typ 1.1	T	
Fauna-Index Typ 1.2	T	
Fauna-Index Typ 2.1	T	
Fauna-Index Typ 2.2	T	
Fauna-Index Typ 3.1	T	
Fauna-Index Typ 3.2	T	
Fauna-Index Typ 4	T	
Fauna-Index Typ 9	T	
Fauna-Index Typ 9.1	T	
Fauna-Index Typ 9.2	T	
Fauna-Index Typ 11/12	T	
Fauna-Index Typ 14/16	T	
Fauna-Index Typ 15/17	T	
Fauna-Index Typ 15_groß	T	
Relativer Anteil taxonomischer Gruppen		
Gastropoda [%] (Ind.)	Z/A	
Crustacea [%] (Ind.)	Z/A	
Plecoptera [%] (Ind.)	Z/A	
Trichoptera [%] (Ind.)	Z/A	
Coleoptera [%] (Ind.)	Z/A	
EPT-Taxa [%] (Ind.)	Z/A	
EPT-Taxa [%] (HK)	Z/A	
EPTCBO-Taxa [%] (Ind.)	Z/A	
hololimnisch [%]	Z/A	
Taxazahl		
# Taxa	V/D	
# Ephemeroptera	V/D	
# Plecoptera	V/D	
# Trichoptera	V/D	
# Coleoptera	V/D	
# EPT-Taxa	V/D	
# EPTCBO (Ephemeroptera, Plectoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata)	V/D	
Sonstige		
Lake outlet index (quantitative) (LTl _{quan})	T	Brunke (2004)
Anteil Xenosaprobe [%] (Ind.)	T	Zelinka & Marvan (1961); Moog et al. (1995)
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)	T	
Anteil Oligosaprobe [%] (Ind.)	T	
Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	T	
Rhitrontypieindex (RTI)	T	Biss et al. (2002)

4.2.4.4 Auswahl der Struktur- und Nutzungsparameter

Für den Großteil der deutschen Fließgewässertypen wurden die geeigneten Struktur- und Nutzungsparameter bereits im Rahmen der Bearbeitungsphase I ausgewählt (vgl. hierzu Kapitel 2.2.1.3, „Auswahl geeigneter Nutzungs- und Strukturparameter“). Kriterien für die Auswahl waren, (1) dass die Parameter einen Gradienten innerhalb des Datensatzes aufweisen und (2) zwischen dem Parameter und der Makrozoobenthoszönose ein zumindest theoretisch begründbarer Zusammenhang besteht.

Die Ergebnisse dieser Auswahl wurden auch für die Berechnungen in der Bearbeitungsphase III zu Grunde gelegt. Für Typen, für die die Analysen nicht durchgeführt worden waren, wurden die ausgewählten Parameter vergleichbarer Typen verwendet.

4.2.4.5 Korrelationsanalysen, Identifikation der Kandidatenmetrics und Standardisierung der Klassengrenzen

Die Korrelationsanalysen und die Auswahl der Kandidatenmetrics wurden in Anlehnung an Kapitel 2.2.1.3 („Korrelationsanalysen und die Identifikation der Kandidatenmetrics“) getrennt für jeden Typ wie folgt durchgeführt:

- Berechnung der in der Gruppenliste aufgeführten Metrics für jede Artenliste, die für einen Gewässertyp vorliegt (vgl. Kapitel 4.2.4.3).
- Durchführung von Korrelationsanalysen zwischen den Nutzungsparametern, dem Nutzungsindex, den Strukturparametern und dem Strukturindex als unabhängige Variable und den Metric-Ergebnissen als abhängige Variable (Spearman-Rangkorrelation, durchgeführt mit STATISTICA 6 der Firma StatSoft Inc.). Jeder der Parameter wurde einzeln mit dem Ergebnis jedes Metric korreliert, jeweils für alle Probestellen des Gewässertyps für den die entsprechenden Nutzungs- und Strukturdaten vorliegen. Die Korrelationsanalysen zwischen Metric-Ergebnissen und Nutzung konnten somit, wie schon in Bearbeitungsphase I, für jeden Gewässertyp durchgeführt werden, die Korrelationsanalysen zwischen Metric-Ergebnisse und Gewässerstruktur in Abhängigkeit von der Datenlage nur für einige Typen.

- Aus der Vielzahl an Einzelergebnissen wurde eine Übersicht erstellt, die für jede Metric-Gruppe („Zusammensetzung/Abundanz“, „Vielfalt/Diversität“, „Toleranz“, „Funktionale Metrics“) die drei Metrics enthält, die je Gewässertyp am besten mit den Nutzungsvariablen korrelieren. Ergänzt wurde die Übersicht durch weitere Metrics, die sich im Rahmen des Bundesweiten Praxistests und bei den Praxistests der Länder als geeignet für die Bewertung erwiesen haben und auf hohe Akzeptanz bei den Bearbeitern stoßen. Mit Hilfe derselben Arbeitsschritte wurden auch die Korrelationsergebnisse mit den gewässerstrukturellen Parametern weiterbearbeitet. Die Ergebnisse dieser Auswertung sind in Tabelle 66, Tabelle 67 und Tabelle 68 zusammengefasst.
- Die 23 Fließgewässertypen und Untertypen, für die die Korrelationsanalysen durchgeführt worden sind, wurden zu Typengruppen zusammengefasst und möglichst gleiche Metric-Kombinationen je Gruppe ausgewählt: Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes (Gewässertypen 1.1-4), Mittelgebirgsbäche (Typen 5-7), Mittelgebirgsflüsse (Typen 9-9.2), organisch geprägte Tieflandbäche und Flüsse (Typen 11 und 12), mineralisch geprägte Tieflandbäche und –flüsse (Typen 14-18). Der Ökoregion unabhängigen Typ 19 wurde in Anlehnung an die Typen 11 und 12 sowie 14-18 betrachtet; die Ergebnisse zu Typ 21 wurden separat ausgewertet.

Die Datenlage für Typ 18 war zu gering um Korrelationsberechnungen durchzuführen. Für diesen Typ werden die Core Metrics und Ankerpunkte des ähnlichen Typs 14 zu Grunde gelegt.
- Von den Projektbearbeitern und den Mitgliedern des Projektbegleitenden Beirates wurden für je drei Kerntypen in den Alpen und im Mittelgebirge (Typen 1.1, 5, 9) sowie im Tiefland (Typen 11, 14, 15) die folgenden Kandidatenmetrics ausgewählt: (1) Metrics mit den höchsten Korrelationen mit einem Struktur- bzw. Nutzungsparameter, (2) Metrics die bei der graphischen Analyse des Korrelationsdiagrammes eine deutlich steigende oder fallende Tendenz mit der Degradation erkennen ließen und zwar entsprechend der Hypothese (z. B. Abnahme des Anteils an EPT-Taxa bei zunehmender Belastung) und (3) Metrics, die sich im Rahmen der Praxistests als besonders geeignet für die Bewertung erwiesen haben, u. a. durch ihre hohe Akzeptanz bei den Anwendern.
- Basierend auf den Ergebnissen der Korrelationsanalysen und der Metric-Auswahl für die Kerntypen, wurden möglichst ähnliche Kandidatenmetrics für die weiteren Fließgewässertypen ausgewählt. Die Ergebnisse dieses Auswahlsschrittes gibt Tabelle 69 wieder.

- Für jeden Fließgewässertyp wurde ein Rechenmodul in MS Excel erstellt, so dass eine Überprüfung der alternativen Metric-Kombinationen durch die Bundesländer mit eigenen Daten stattfinden konnte¹⁹.

Für die Erstellung der Rechenmodule mussten neben der Auswahl der Kandidatenmetrics auch deren typspezifische Klassengrenzen standardisiert werden. Dies wurde analog zu dem in Kapitel 2.2.1.3 („Standardisierung der Klassengrenzen und Auswahl der Core Metrics“) beschriebenen Vorgehen durchgeführt, mit der Ergänzung, dass aus den Werten der Kandidatenmetrics für die Probestellen des jeweiligen Gewässertyps neben den 95 %- und 5 %-Perzentilen auch die 90 %- und 10 %-Perzentile berechnet wurden.

Die alternativen Metric-Kombinationen und die zugehörigen Ankerpunkte sind für jeden Gewässertyp im Anhang XII aufgeführt.

Tabelle 66 (folgende Seiten): Fließgewässertypen der Alpen und des Alpenvorlandes (Typen 1.1, 1.2, 2.1, 2.2, 3.1, 3.2, 4)

Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Landnutzungsparametern bzw. der Strukturgüteklasse korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten)

r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient, Pa = Landnutzungsparameter, A = Ackerflächen/Dauerkulturen (arable land), F = Wälder (forest), P = Weide (pasture), U = Siedlungsflächen (urban areas), I = Nutzungsindex, G = Gewässerstrukturgüteindex (wurde für die Typen 1-4 verwendet, da hier keine Daten zu den einzelnen Parametern vorlagen); Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet.

¹⁹ Da die Überarbeitung der Fauna-Indices zum Zeitpunkt der Erstellung der Rechenmodule noch nicht abgeschlossen war, wurde die Überprüfung der Index-Varianten mit den „alten“ Fauna-Indices durchgeführt.

[illegible]

Tabelle 67 (folgende Seiten): Fließgewässertypen des Mittelgebirges, des Tieflandes und Ökoregion unabhängige Typen (Typen 5-9.2, 14-17, 11, 12, 19, 21)

Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Landnutzungsparametern korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten)

r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient, Pa = Landnutzungsparameter, A = Ackerflächen/Dauerkulturen (arable land), F = Wälder (forest), P = Weide (pasture), U = Siedlungsflächen (urban areas), I = Nutzungsindex, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; kursiv = nicht signifikant.

	Typ 5		Typ 5.1		Typ 6		Typ 7		Typ 9		Typ 9.1		Typ 9.2		Typ 11		Typ 12		Typ 14		Typ 15		Typ 15_groß		Typ 16		Typ 17		Typ 19		Typ 21				
Metric-Typ/Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa			
Fauna-Index organische Bäche Typ 11																																			
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14														0,54 I	0,47 P	0,59 F	0,38 I	0,43 U	0,41 F									0,29 I							
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15															0,33 P	0,57 F	0,39 I	0,33 F				0,17 U													
Fauna-Index Typ 9										0,41 F																									
Fauna-Index Typ 9.1											0,44 A																								
Fauna-Index Typ 9.2												0,34 I																							
Fauna-Index Typ 11/12													0,44 I	0,35 P															0,43 F						
Fauna-Index Typ 14/16																0,56 F										0,44 F									
Fauna-Index Typ 15/17																	0,28 F											0,18 U							
Fauna-Index Typ 15_groß																			0,24 U																
Lake outlet index (quantitative) (LTI _{quan})																															0,28 I				
Anteil Xenosaprobe [%] (Ind.)			0,53 F											0,42 I															0,39 U						
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)	0,57 I		0,56 F									0,35 F	0,42 I												0,35 F				0,45 U						
Anteil Oligosaprobe [%] (Ind.)	0,53 I								0,34 I													0,53 U				0,31 A									
Anteil Oligosaprobe [%] (HK)	0,57 I				0,61 I	0,63 I	0,31 I	0,43 A							0,37 F							0,54 U	0,37 F	0,32 A											
Potamon-Type-Index (HK)												0,4 P																							
Rhithron-Type-Index (Ind.)					0,57 I	0,62 I		0,41 A					0,62 I	0,51 P	0,54 I	0,41 I																			
Funktionale Metrics																																			
Eucrenal [%] (Ind.)																																			
Hypocrenal [%] (Ind.)																																			
Epirhithral [%] (Ind.)	0,54 I				0,47 A	0,41 I																													
Metarhithral [%] (Ind.)									0,17 I			0,16 I																							
Hyporhithral [%] (Ind.)	0,51 I		0,59 I																																
Epipotamal [%] (Ind.)	0,54 I		0,46 W																																
Metapotamal [%] (Ind.)																																			

	Typ 5		Typ 5.1		Typ 6		Typ 7		Typ 9		Typ 9.1		Typ 9.2		Typ 11		Typ 12		Typ 14		Typ 15		Typ 15_groß		Typ 16		Typ 17		Typ 19		Typ 21			
Metric-Typ/Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa		
Litoral [%] (Ind.)														0,46	I				0,51	I _A	0,31	I		0,28	P		0,37	F	0,28	U				
Crenal gesamt [%] (Ind.)			0,55		P																													
Rhithral gesamt [%] (Ind.)																																		
Potamal gesamt [%] (Ind.)	0,57	I						0,45	I																									
rheophil [%] (Ind.)																																		
rheophil [%] (HK)																		0,46	A															
Anteil Strömungsindifferente [%] (Ind.)																																		
Anteil Strömungsindifferente [%] (HK)																																		
Rheoindex nach Banning (Ind.)														0,5	I																			
Rheoindex nach Banning (HK)					0,47	I		0,55	I			0,45	A		0,6	I																		
Pelal [%] (Ind.)															0,44	P				0,38	F				0,47	F								
Psammal [%] (Ind.)																																		
Akal [%] (Ind.)																				0,39	F													
Akal [%] (HK)																																		
Lithal [%] (Ind.)																		0,44	I				0,66	U										
Phytal [%] (Ind.)																							0,48	F							0,19	U		
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1" [%] (Ind.)					0,56	I																												
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1" [%] (HK)					0,54	I																												
Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)																											0,4	A		0,42	U			
Zerkleinerer [%] (Ind.)																0,44	P						0,69	F										
Sammler [%] (Ind.)																																		
Aktive Filtrierer [%] (Ind.)																				0,49	I				0,39	F								

[illegible]

Tabelle 68 (folgende Seiten): Fließgewässertypen des Mittelgebirges, des Tieflandes und Ökoregion unabhängige Typen (Typen 5, 5.1, 9-9.2, 14, 15, 11, 12, 19, 21)
Übersicht über die Metrics, die am besten mit den Strukturparametern der „Vor-Ort-Kartierung“ (Verfahrensbeschreibung der LAWA) korrelieren (Spearman Rangkorrelationskoeffizienten)

r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient, Pa = Strukturparameter, Lf = Laufform, Uv = Uferverbau, I = Gewässerstrukturgüteindex, Sd = Strömungsdiversität, BL = Besondere Laufstrukturen, BU = Besondere Uferstrukturen, T = Tiefenvarianz, Bv = Breitenvarianz, P = Profiltyp, Pt = Profiltiefe, St = Substratdiversität, Q = Querbänke, BS = Besondere Sohlstrukturen, Sv = Sohlenverbau, R = Rückstau, Lb = Längsbänke, Ub = Uferbewuchs, Ind. = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; kursiv = nicht signifikant.

	Typ 5		Typ 5.1		Typ 9		Typ 9.1		Typ 9.2		Typ 11		Typ 12		Typ 14		Typ 15		Typ 19		Typ 21	
Metric-Typ/Metric	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa	r	Pa
Fauna-Index Typ 9.1							0,5	T														
Fauna-Index Typ 9.2									0,46	Sd												
Fauna-Index Typ 11/12											0,49	BU	0,67	Lf					0,25	P		
Fauna-Index Typ 14/16															0,47	I						
Fauna-Index Typ 15/17																	0,67	BU				
Fauna-Index Typ 15_groß																						
Lake outlet index (quantitative) (LT _I _{quan})																				0,7	Bv	
Anteil Xenosaprobe [%] (Ind.)	0,42	I	0,49	Sd					0,66	P			0,67	St					0,83	Ub		
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)	0,41	I	0,53	Sd							0,46	BU	0,67	St								
Anteil Oligosaprobe [%] (Ind.)							0,5	T	0,72	Lb												
Anteil Oligosaprobe [%] (HK)					0,61	I									0,68	Pt	0,75	BU				
Potamon-Typie-Index (HK)							0,58	Lf	0,59	Sd												
Rhithron-Typie-Index (Ind.)											0,46	I	0,65	Lf	0,68	Pt	0,67	BU				
Funktionale Metrics																						
Eucrenal [%] (Ind.)			0,47	Sd																		
Hypocrenal [%] (Ind.)																						
Epirhithral [%] (Ind.)	0,39	I			0,52	Lf			0,67	Sd												
Metarhithral [%] (Ind.)					0,39	Sd			0,49	Lb												
Hyporhithral [%] (Ind.)	0,44	Bv																				
Epipotamal [%] (Ind.)	0,41	Bv							0,62	BL												
Metapotamal [%] (Ind.)							0,65	T														
Litoral [%] (Ind.)											0,47	BU			0,47	P	0,55	BU				
Crenal gesamt [%] (Ind.)					0,5	Lf																
Rhithral gesamt [%] (Ind.)																						
Potamal gesamt [%] (Ind.)																						
rheophil [%] (Ind.)													0,87	Ub					0,84	Lf		
rheophil [%] (HK)							0,62	T			0,48	BU	0,87	Ub	0,68	Pt	0,67	BU	0,84	Lf		

[illegible]

Tabelle 69: Kandidatenmetrics für das Modul „Allgemeine Degradation“

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

	Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes	Mittelgebirgsbäche	Mittelgebirgsflüsse	Organisch geprägte Tieflandbäche und -flüsse	Mineralisch geprägte Tieflandbäche und -flüsse	Ökoregion unabhängige Bäche und Flüsse
Gewässertypen	1-4	5-7	9-9.2	11-12	14-18	19, 21
Zusammensetzung/Abundanz						
Crustacea [%] (Ind.)						
EPT-Taxa [%] (HK)						
hololimnisch [%]						
Vielfalt/Diversität						
# Taxa						
# Ephemeroptera						
# Plecoptera						
# Trichoptera						
# EPT-Taxa						
# EPTCBO						
Diversität (Shannon-Wiener-Index)						
Toleranz						
Fauna-Index Mittelgebirgsbäche Typ 5						
Fauna-Index Mittelgebirgsflüsse Typ 9						
Fauna-Index Tieflandbäche Typ 14						
Fauna-Index Tieflandflüsse Typ 15						
Lake outlet index (quantitative) (LTI _{quan})						
Anteil Xenosaprobe [%] (HK)						
Anteil Oligosaprobe [%] (HK)						
Potamon-Typie-Index (HK)						
Rhithron-Typie-Index (Ind.)						
Funktionale Metrics						
Epirhithral [%] (Ind.)						
Hyporhithral [%] (Ind.)						
Litoral [%] (Ind.)						
Rhithron-Typie-Index (Ind.)						
rheophil [%] (HK)						
Rheoindex nach Banning (Ind.)						
Rheoindex nach Banning (HK)						
Pelal [%] (Ind.)						
Lithal [%] (Ind.)						
Phytal [%] (Ind.)						
Steinbesiedler nach Braukmann "AHT 1" [%] (HK)						
Weidegänger und Abkratzer [%] (Ind.)						
Zerkleinerer [%] (Ind.)						

4.2.4.6 Rückmeldung der Länder zu den alternativen Metric-Kombinationen

Die folgenden Tabellen fassen die Rückmeldungen der Bundesländer zu den in Form der Rechenmodule zur Verfügung gestellten Metric-Alternativen für das Modul „Allgemeine Degradation“ zusammen und bilden die Grundlage für die abschließende Auswahl der Core Metrics und Ankerpunkte. Folgende Möglichkeiten zum generellen Aufbau des Moduls „Allgemeine Degradation“ standen zur Diskussion:

1. Das Modul „Allgemeine Degradation“ als Multimetrischer Index mit (a) allen Metrics gleichrangig oder (b) mit einem Fauna-Index, der 50 % gewichtet wird.
2. Das Modul „Allgemeine Degradation“ beschränkt sich auf den Fauna-Index; die weiteren Metrics werden lediglich als Interpretationshilfe ausgegeben.

Berechnungsgrundlage für die zukünftige Bewertung ist die Möglichkeit eins wobei der Fauna-Index für den jeweiligen Typ mit 50 % gewichtet wird.

Tabelle 70: Legende zu Tabelle 71ff (UDE = Universität Duisburg-Essen; k. A. = keine Angaben)

	Beispiel	Erläuterung
	Typ 5	
Kandidatenmetrics	EPT [%] HK Rheoindex Lithal [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%] oder HR [%]	In der Zeile "Kandidatenmetrics" (grau hinterlegt) sind die Metrics aufgelistet, die in mindestens einer der getesteten MMI-Varianten vorkommen.
NRW_Anmerkungen	einstimmig DFI 50%; leichte Tendenz # Taxa	In den Zeilen "Bundesland xy_Anmerkungen" sind die Anmerkungen aus den einzelnen Bundesländern zusammengefasst.
NRW_Fazit	EPT [%] HK Rheoindex Lithal [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%] oder HR [%]	In den Zeilen "Bundesland xy_Fazit" stehen nochmals die möglichen Core Metrics, die nach den Testergebnissen der Bundesländer wie folgt hervorgehoben sind: - nicht hervorgehoben: keine Aussage zur Eignung des Metric - fett: Eignung des Metric bestätigt - durchgestrichen: Metric scheint nicht geeignet - kursiv: Eignung des Metric oder der Ankerpunkte (Ap) fraglich
UDE_Anmerkungen	MMI5_6 (r = 0,65) und MMI5_6.1 (r = 0,64) korrelieren am besten mit der Voreinstufung der Länder (n = 52)	Die Voreinstufung der Länder (soweit verfügbar) wurde gegen die Ergebnisse der verschiedenen MMI-Varianten korreliert.
UDE_Fazit		Fazit der Projektbearbeiter aus den Anmerkungen der Länder, wobei die Hervorhebung „fett“ bedeutet, dass die Eignung des Metric (zumindest von einem Bundesland) bestätigt wurde.

Tabelle 71: Zusammenfassung der Rückmeldungen der Bundesländer zu den Kandidatenmetrics der Typen 5-7

	Typ 5	Typ 5.1	Typ 6	Typ 7
Kandidatenmetrics	EPT [%] HK Rheoindex Lithal [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%] oder HR [%]	EPT [%] HK Rheoindex Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%]	EPT [%] HK Rheoindex Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%]	EPT [%] HK Rheoindex Lithal [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%]
NRW_Anmerkungen	einstimmig DFI 50%; leichte Tendenz # Taxa	nur Stellungnahme Aachen: DFI 50%, # Taxa oder EPTCBO, % ER	DFI gleichrangig, dann aber keine # Plecopteren, sondern # Taxa oder # EPTCBO	MMI7_9 (DFI gleichrangig, # EPTCBO, % Lithal); aber auch MM7_11 würde z. B. richtige Ergebnisse liefern
NRW_Fazit	EPT [%] HK Rheoindex Lithal [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%] oder HR [%]	EPT [%] HK Rheoindex Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%]	EPT [%] HK Rheoindex Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%]	EPT [%] HK Rheoindex Lithal [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%]
RP_Anmerkungen	k. A. zu einzelnen (Core) Metrics oder MMI_Varianten	k. A. zu einzelnen (Core) Metrics oder MMI_Varianten	k. A. zu einzelnen (Core) Metrics oder MMI_Varianten	k. A. zu einzelnen (Core) Metrics oder MMI_Varianten
HE_Anmerkungen	k. A.	k. A. (nur 2 Proben)	k. A. (nur 2 Proben)	k. A.

	Typ 5	Typ 5.1	Typ 6	Typ 7
Kandidatenmetrics	EPT [%] HK Rheoindex Lithal [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%] oder HR [%]	EPT [%] HK Rheoindex Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%]	EPT [%] HK Rheoindex Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%]	EPT [%] HK Rheoindex Lithal [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%]
UDE_Anmerkungen	MMI5_6 (r = 0,65) und MMI5_6.1 (r = 0,64) korrelieren am besten mit der Voreinstufung der Länder (n = 52)			
UDE_Fazit	EPT [%] HK Rheoindex Lithal [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%] oder HR [%]	EPT [%] HK Rheoindex Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%]	EPT [%] HK Rheoindex Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%]	EPT [%] HK Rheoindex Lithal [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Taxa oder # Plecoptera oder # EPTCBO zusätzlich ER [%]

Tabelle 72: Zusammenfassung der Rückmeldungen der Bundesländer zu den Kandidatenmetrics der Typen 9-9.2

	Typ 9	Typ 9.1	Typ 9.2
Kandidatenmetrics	EPT [%] HK Rheoindex # EPTCBO Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig p_pel oder p_lith	EPT [%] HK Rheoindex # EPTCBO Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig p_pel oder p_lith	EPT [%] HK Rheoindex # EPTCBO Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig p_pel oder p_lith
NRW_Anmerkungen	DFI eher 50 %, eher % Pelal; Rheo-Index ist bei degrad. Stellen oft recht hoch	Nur Minden: Einstufung insges. Unbefriedigend	Tendenziell DFI 50, ansonsten % Pelal
NRW_Fazit	EPT [%] HK <i>Rheoindex</i> # EPTCBO Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig p_pel oder p_lith	<i>EPT [%] HK</i> <i>Rheoindex</i> <i># EPTCBO</i> <i>Alternativen:</i> <i>DFI 50 % oder gleichrangig</i> <i>p_pel oder p_lith</i>	EPT [%] HK Rheoindex # EPTCBO Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig p_pel oder p_lith
RP_Anmerkungen	k. A. zu einzelnen (Core) Metrics oder MMI_Varianten	k. A. zu einzelnen (Core) Metrics oder MMI_Varianten	k. A. zu einzelnen (Core) Metrics oder MMI_Varianten
HE_Anmerkungen	EPT [%] (HK): AP 65/30 statt 75/40 DFI: uAP -1,2 statt -1,0 # EPTCBO: uAP 5 statt 9 Rheoindex: Ergebnis variabel p_pel: zu gut (ungeeignet?) p_lith: zu schlecht (ungeeignet?)	k. A. (nur 2 Proben)	EPT [%] (HK): Ergebnis variabel (ungeeignet?) DFI: AP 1,0/-1,0 statt 1,2/-0,3 # EPTCBO: zu schlecht Rheoindex: Ergebnis variabel (ungeeignet?) p_pel: Ergebnis variabel (ungeeignet?) p_lith: Ergebnis variabel (ungeeignet?)

	Typ 9	Typ 9.1	Typ 9.2
Kandidatenmetrics	EPT [%] HK Rheoindex # EPTCBO Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig p_pel oder p_lith	EPT [%] HK Rheoindex # EPTCBO Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig p_pel oder p_lith	EPT [%] HK Rheoindex # EPTCBO Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig p_pel oder p_lith
HE_Fazit	<i>EPT [%] HK Rheoindex # EPTCBO Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig p_pel oder p_lith</i>		<i>EPT [%] HK Rheoindex # EPTCBO Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig p_pel oder p_lith</i>
UDE_Anmerkungen			
UDE_Fazit	EPT [%] HK Rheoindex # EPTCBO Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig p_pel oder p_lith	EPT [%] HK Rheoindex # EPTCBO Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig p_pel oder p_lith	EPT [%] HK Rheoindex # EPTCBO Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig p_pel oder p_lith

Tabelle 73: Zusammenfassung der Rückmeldungen der Bundesländer zu den Kandidatenmetrics der Typen 14-18

	Typ 14	Typ 15	Typ 15g	Typ 16	Typ 17	Typ 18
Kandidaten-metrics	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Pelal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig oder PTI # EPTCBO oder # Trichoptera Phytal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Pelal [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)
NRW_Anmer-kungen	Varianten ohne % Rheophile, um rhithralisierte Gewässer nicht überzubewerten; viele Messstellen saprobiell überprägt!	Tendenz zu Varianten mit DFI 50 %; favorisiert: MMI15_6: # EPTCBO, DFI 50%, % Litoral	Tendenziell MMI- 15g_9 am plausibels- ten (# EPTCBO bei allen empfohlenen Varianten)	Tendenziell MMI16_4 (# EPTCBO, DFI 50 %, % Pelal)	Messstellen werden nur teilweise richtig bewertet (Problem: % Zerkleinerer); am plausibelsten MMI17_4 (# EPTCBO, DFI 50 %)	Tendenziell Varianten MMI18_4 (# EPTCBO, DFI 50 %, % Litoral) am plausibelsten
NRW_Fazit	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Pelal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig oder PTI # EPTCBO oder # Trichoptera Phytal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Pelal [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] <i>Zerkleinerer [%]</i> Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)

	Typ 14	Typ 15	Typ 15g	Typ 16	Typ 17	Typ 18
Kandidaten-metrics	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Pelal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig oder PTI # EPTCBO oder # Trichoptera Phytal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Pelal [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)
SH_Anmerkungen	oberer Ap EPT [%] (HK) höher, oberer Ap Rheophile [%] (HK) höher, # EPTCBO scheint ungeeignet Metric, der Vorkommen von Totholz widerspiegelt fehlt, Bewertung tendenziell zu gut; Variante MMI14_2 am plausibelsten	oberer Ap EPT [%] (HK) höher, oberer Ap # Trichoptera höher MMI15_4 am plausibelsten	k. A.	evtl. oberer Ap von # Trichoptera höher # EPTCBO scheint ungeeignet	Überarbeitung des DFI abwarten bevor MMI festgelegt wird	
SH_Fazit	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Pelal [%] oder Litoral [%]		EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Pelal [%]		

	Typ 14	Typ 15	Typ 15g	Typ 16	Typ 17	Typ 18
Kandidaten-metrics	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Pelal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig oder PTI # EPTCBO oder # Trichoptera Phytal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Pelal [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)
MV_Anmer-kungen	oberer Ap EPT [%] (HK) zu hoch	oberer Ap EPT [%] (HK) zu hoch, oberer Ap # Trichoptera zu hoch, Ap Pelal [%] und Litoral [%] sollten überdacht werden		Ap Litoral [%] sollten überdacht werden, oberer Ap EPT [%] (HK) zu hoch	Ap der Metrics # Trichoptera, # EPTCBO, Litoral [%], Zerkleinerer [%] zu hoch	
MV_Fazit	Die vorliegenden Ergebnisse lassen zur Zeit keine Aussagen zu einer optimalen MMI-Variante eines Typs zu, da in den meisten Fällen erhebliche Differenzen zum eingeschätzten Grad an Naturnähe festzustellen sind.			siehe Fazit Typ 14	siehe Fazit Typ 14	
NI_Anmer-kungen	DFI differenziert evtl. nicht stark genug; Bewertung sollte aus- schließlich anhand positiv bewerteter Taxa erfolgen Rheophile [%] (HK): Metric bewertet zu gut,	siehe Anm. Typ 14; Bewertung häufig zu gut		DFI: siehe Anm. Typ 14; Bewertung teilweise zu gut	Varianten 17_2 und 17_4 kommen der Einschätzung näher	

	Typ 14	Typ 15	Typ 15g	Typ 16	Typ 17	Typ 18
Kandidaten-metrics	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Pelal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig oder PTI # EPTCBO oder # Trichoptera Phytal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Pelal [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)
	v. a. begradigte, schnellfließende Abschnitte und sollte entfallen; oberer Ap EPT [%] (HK) höher: nicht ausschließliche Beschränkung auf Trichoptera-Taxa: ungeeignet; Litoral [%] ungeeignet; # EPTCBO bewertet zu gut					
NI_Fazit	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Pelal [%] oder Litoral [%]		EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Pelal [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera	

	Typ 14	Typ 15	Typ 15g	Typ 16	Typ 17	Typ 18
Kandidaten-metrics	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Pelal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig oder PTI # EPTCBO oder # Trichoptera Phytal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Pelal [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)
UDE_Anmerkungen	MMI14_1 (r = 0,44) und MMI14_5 (r = 0,42) korrelieren am besten mit der Voreinstufung der Länder (n = 39)			Keine Korrelation mit der Voreinstufung der Länder (n = 23)	Keine Korrelation mit der Voreinstufung der Länder (n = 16)	
UDE_Fazit	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Pelal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig oder PTI # EPTCBO oder # Trichoptera Phytal [%] oder Litoral [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Pelal [%]	EPT [%] (HK) Litoral [%] Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera	EPT [%] (HK) Litoral [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)

Tabelle 74: Zusammenfassung der Rückmeldungen der Bundesländer zu den Kandidatenmetrics der Typen 11, 12, 19

	Typ 11	Typ 12	Typ 19
Kandidatenmetrics	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Ephemeroptera oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Litoral [%] oder Rheophile [%] (HK)
NRW_Anmerkungen	keine einheitliche Meinung; Düsseldorf und Herten/Duisburg widersprechen sich	Nur Düsseldorf: vorzugsweise DFI 50 %, # Trichoptera und % Rheophile	% Zerkleinerer beeinflusst das Ergebnis oft sehr stark; favorisierte Variante: MM19_5 (# EPTCBO, DFI gleichrangig, % Litoral)
NRW_Fazit	k. A.	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) <i>Zerkleinerer [%]</i> Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Litoral [%] oder Rheophile [%] (HK)
SH_Anmerkungen	oberer Ap # Ephemeroptera höher, oberer Ap # Trichoptera höher; Überarbeitung des Fauna-Index für die Bewertung entscheidend	k. A.	oberer Ap # Trichoptera höher, oberer Ap Rheophile [%] (HK) zu hoch, Ap bei Litoral [%] umdrehen; Überarbeitung des Fauna-Index für die Bewertung entscheidend
SH_Fazit	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Ephemeroptera oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)		EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Litoral [%] oder Rheophile [%] (HK)

	Typ 11	Typ 12	Typ 19
Kandidatenmetrics	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Ephemeroptera oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Litoral [%] oder Rheophile [%] (HK)
MV_Anmerkungen	obere Ap EPT [%] (HK), # Ephemeroptera, # Trichoptera, Rheophile [%] (HK) zu hoch	obere Ap EPT [%] (HK), # Trichoptera zu hoch	k. A.
MV_Fazit	Die vorliegenden Ergebnisse lassen zur Zeit keine Aussagen zu einer optimalen MMI-Variante eines Typs zu, da in den meisten Fällen erhebliche Differenzen zum eingeschätzten Grad an Naturnähe festzustellen sind.	siehe Fazit Typ 11	
NI_Anmerkungen			Angaben unter Vorbehalt, da nur 2 Proben
NI_Fazit			EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Litoral [%] oder Rheophile [%] (HK)
UDE_Anmerkungen	MMI12_7 (r = 0,69), MMI12_3 (r = 0,62) und MMI12_5 (r = 0,62) korrelieren am besten mit der Voreinstufung der Länder (n = 12)		Keine Korrelation mit der Voreinstufung der Länder (n = 16)

	Typ 11	Typ 12	Typ 19
Kandidatenmetrics	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Ephemeroptera oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Litoral [%] oder Rheophile [%] (HK)
UDE_Fazit	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # Ephemeroptera oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera zusätzlich Rheophile [%] (HK)	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] Alternativen: DFI 50 % oder gleichrangig # EPTCBO oder # Trichoptera Litoral [%] oder Rheophile [%] (HK)

Tabelle 75: Zusammenfassung der Rückmeldungen der Bundesländer zu den Kandidatenmetrics der Typen 21, 23

	Typ 21	Typ 23
Kandidatenmetrics	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] DFI (Tieflandbäche) gleichrangig # Trichoptera Oligosaprobe [%] (HK) Hyporhithralbesiedler [%]	EPT [%] (HK) Oligosaprobe [%] (HK) Epipotamalbesiedler [%] Metapotamalbesiedler[%] Pelalbesiedler [%]
MV_Anmerkungen	Xenosaprobe zu den Oligosaprobe hinzurechnen, oberer Ap EPT [%] (HK) zu hoch, Litoralbesiedler in die Bewertung einbeziehen	Xenosaprobe zu den Oligosaprobe hinzurechnen, Ap Epi- und Metapotamalbesiedler überprüfen
MV_Fazit	Die vorliegenden Ergebnisse lassen zur Zeit keine Aussagen zu einer optimalen MMI-Variante eines Typs zu, da in den meisten Fällen erhebliche Differenzen zum eingeschätzten Grad an Naturnähe festzustellen sind.	siehe Fazit Typ 21
UDE_Anmerkungen		
UDE_Fazit	EPT [%] (HK) Zerkleinerer [%] DFI (Tieflandbäche) gleichrangig # Trichoptera Oligosaprobe [%] (HK) Hyporhithralbesiedler [%]	EPT [%] (HK) Oligosaprobe [%] (HK) Epipotamalbesiedler [%] Metapotamalbesiedler[%] Pelalbesiedler [%]

4.2.4.7 Auswahl der Core Metrics und Feinjustierung der Ankerpunkte

Aus den in Kapitel 4.2.4.5, Tabelle 69 dargestellten Kandidatenmetrics wurden vom Projektbegleitenden Beirat und den Projektbearbeitern nach folgenden Kriterien die Core Metrics ausgewählt:

- Reduzierung der Kandidatenmetrics auf bis zu sechs Core Metrics, wobei je ein Metric der Typen „Zusammensetzung/Abundanz“, „Vielfalt/Diversität“ und „Toleranz“ und ein bis drei „Funktionale Metrics“ enthalten seien sollten;
- Auswahl möglichst gleicher Metric-Kombinationen für ähnliche Gewässertypen;
- Ergebnisse der Core Metrics und des Multimetrischen Index liefern in den einzelnen Bundesländern plausible Ergebnisse.

Die von den Projektbearbeitern ermittelten Ankerpunkte wurden von den im Projektbegleitenden Beirat vertretenen Bundesländern mit Hilfe eigener Daten auf Plausibilität geprüft und nach abschließender Diskussion im Projektbegleitenden Beirat gegebenenfalls eine Korrektur unterzogen.

Die Core Metrics und Ankerpunkte können Tabelle 76ff. in Kapitel 4.3.3 entnommen werden.

4.3 „PERLODES“ – das deutsche Bewertungssystem für Fließgewässer auf Grundlage des Makrozoobenthos

4.3.1 Konzeption

Mit Hilfe des deutschen Bewertungssystems „PERLODES“ kann die Ökologische Zustandsklasse für 30 der 31 Fließgewässertypen (inkl. Untertypen) ermittelt werden. Die Bewertungsverfahren für die einzelnen Typen beruhen auf dem gleichen Prinzip, können sich jedoch durch die jeweils verwendeten Kenngrößen und die der Bewertung zu Grunde liegenden Referenzzustände unterscheiden.

„PERLODES“ integriert durch seinen modularen Aufbau den Einfluss verschiedener Stressoren in die Bewertung der ökologischen Qualität eines Fließgewässerabschnitts. Aus der Artenliste eines zu bewertenden Gewässers können folgende Informationen extrahiert und leitbildbezogen bewertet werden:

Modul „Saprobie“

Die Bewertung der Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos erfolgt mit Hilfe des gewässertypspezifischen und leitbildbezogenen Saprobienindex nach DIN 38 410 (Friedrich & Herbst 2004).

Dieses Modul wurde im Rahmen des vom Umweltbundesamt geförderten Projektes „Leitbildorientierte biologische Fließgewässerbewertung zur Charakterisierung des Sauerstoffhaushaltes“ entwickelt (Rolaußs et al. 2003) und im Rahmen der Bearbeitungsphase II des vorliegenden Forschungsvorhabens in enger Zusammenarbeit mit dem zuständigen Arbeitskreis der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser und dem Projektbegleitenden Beirat überarbeitet (siehe Kapitel 3.2, S. 124).

Die Ergebnisse des Saprobienindex werden unter Berücksichtigung typspezifischer Klassengrenzen in eine Qualitätsklasse überführt.

Modul „Allgemeine Degradation“

Dieses Modul spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (z.B. Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet) wider, wobei in den meisten Fällen die Beeinträchtigung der Gewässermorphologie den wichtigsten Stressor darstellt.

Das Modul ist als Multimetrischer Index aus Einzelindices, so genannten „Core Metrics“, aufgebaut, die nach folgenden Kriterien ausgewählt wurden:

- So viele Indices wie nötig, um ein robustes Ergebnis zu erhalten und eine einfache Interpretation der Daten zu ermöglichen, aber so wenige wie möglich, um die Komplexität für den Anwender gering zu halten.
- Gewässertypspezifische Abweichungen der Bewertungsverfahren sind zwar notwendig, die Ansätze entsprechen sich aber durch die Verwendung ähnlicher Sets von Metrics soweit wie möglich.
- Abdeckung der Kriterien der EG-WRRL („Zusammensetzung und Abundanz der wirbellosen Taxa“, „Anteil störungsempfindlicher Taxa“, „Anteil robuster Taxa“, „Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa“).
- Gute Vermittelbarkeit und hohe Akzeptanz bei den Anwendern.

Die Ergebnisse der typ(gruppen)spezifischen Einzelindices werden zu einem Multimetrischen Index verrechnet und dieser wird abschließend in eine Qualitätsklasse von „sehr gut“ bis „schlecht“ überführt.

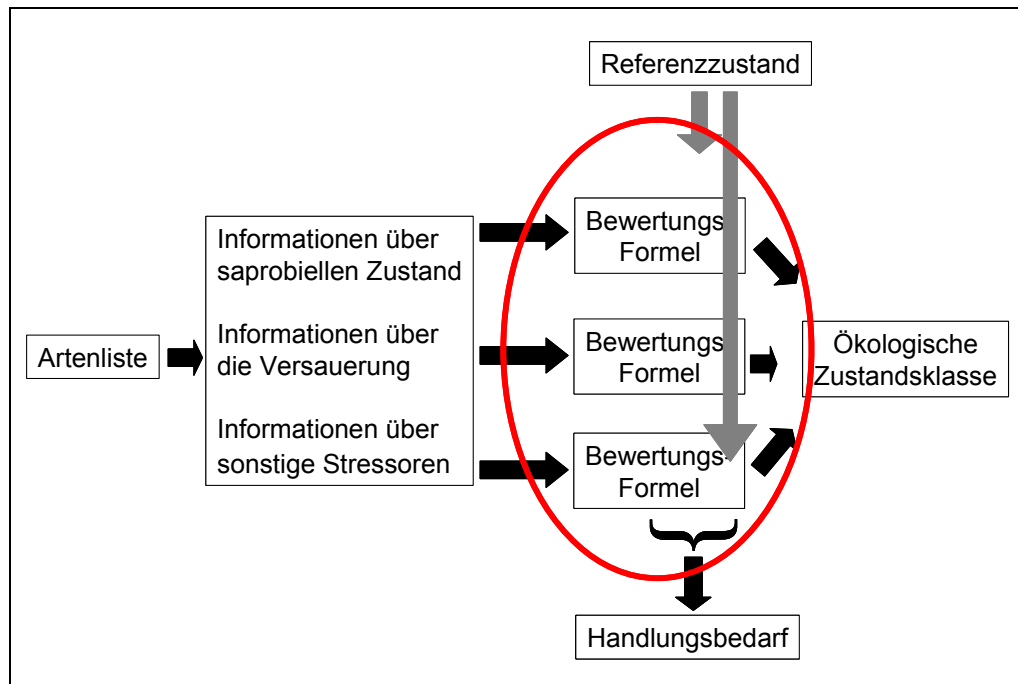


Abbildung 9: Schematische Ablauf der stressorenbezogenen Bewertung von Fließgewässern mittels Makrozoobenthos

Der modulartige Aufbau des Bewertungssystems ermöglicht die Ausgabe von Ergebnissen auf verschiedenen Ebenen.

Ebene 1:	Ökologische Zustandsklasse
Ebene 2:	Ursachen der Degradation (organische Verschmutzung, Versauerung, allgemeine Degradation)
Ebene 3:	Ergebnisse der einzelnen Metrics (Interpretationsmöglichkeit)
Ebene 4:	Ergebnisse aller Metrics, auch der, die nicht für den Multimetrischen Index verwendet wurden

Abbildung 10: Der „Output“ des Bewertungssystems ist in verschiedene Ebenen gegliedert. Die Ebenen 1 und 2 dienen zur Bewertung, die Ebenen 3 und 4 zur Interpretation

Die abschließende Ökologische Zustandsklasse ergibt aus den Qualitätsklassen der Einzelmodule: im Fall einer „sehr guten“ oder „guten“ Qualitätsklasse des Moduls „Saprobie“ bestimmt das Modul mit der schlechtesten Einstufung das Bewertungs-

ergebnis (Prinzip des „worst case“), da in diesen Fällen die Module „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“ unabhängige Bewertungsergebnisse liefern.

Im Fall einer „mäßigen“, „unbefriedigenden“ oder „schlechten“ saprobiellen Qualitätsklasse kann die Saprobie das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ stark beeinflussen und zu unplausiblen Ergebnissen führen; in begründeten Fällen ist daher eine Korrektur des Moduls „Allgemeine Degradation“ auf Grund von Zusatzkriterien möglich. Die Gesamtbewertung wird daran anschließend durch das Modul mit der schlechtesten Qualitätsklasse bestimmt.²⁰

Das Modul „Versauerung“ liefert von der Saprobie unabhängige Ergebnisse und geht daher immer nach dem Prinzip des „worst case“ in die Gesamtbewertung ein.

Modul „Versauerung“

Bei den Gewässertypen, die von Versauerung betroffen sind (Typ 5 Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche, Typ 5.1 Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche), wird mit Hilfe dieses Moduls die typspezifische Bewertung des Säurezustandes vorgenommen. Die Berechnung basiert auf den Säurezustandsklassen nach Braukmann & Biss (2004) und mündet in einer fünfstufigen Einteilung der Säureklassen. Sofern die Gewässer nicht natürlicherweise sauer sind, entspricht, die Säureklasse 1 der Qualitätsklasse „sehr gut“, die Säureklasse 2 der Klasse „gut“, die Säureklasse 3 der Klasse „mäßig“, die Säureklasse 4 der Klasse „unbefriedigend“ und die Säureklasse 5 der Klasse „schlecht“.

4.3.2 Das Modul „Saprobie“

Die Beschreibung des Moduls „Saprobie“ ist in Kapitel 3.2 (S. 124) dargestellt.

4.3.3 Das Modul „Allgemeine Degradation“

Für 30 der 31 deutschen Fließgewässertypen (inkl. Untertypen) kann die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ mit Hilfe eines Multimetrischen Index vorgenommen werden, der sich, in Abhängigkeit vom Gewässertyp, aus einer bestimmten Anzahl an Einzelindices zusammensetzt.

Die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ ergibt sich wie folgt:

²⁰ Der hier dargestellten Verrechnung der Module „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“ haben mit Ausnahme von Bayern, vertreten durch Herrn Dr. Folker Fischer, das generell eine Mittelwertbildung zwischen den beiden Modulen favorisiert, alle im Projektbegleitenden Beirat vertretenen Bundesländer zugestimmt.

- Berechnung der Core Metric-Ergebnisse.
- Umwandlung der einzelnen Ergebnisse in einen Wert zwischen 0 und 1 unter Zuhilfenahme folgender Formel:

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

Die oberen und unteren Ankerpunkte eines Metrics entsprechen den Werten 1 (Referenzzustand) und 0 (schlechtester theoretisch auftretender Zustand); Metric-Ergebnisse, die über dem oberen oder unter dem unteren Ankerpunkt liegen werden gleich 1 bzw. 0 gesetzt. Die Ankerpunkte wurden für jeden Metric und jeden Gewässertyp gesondert ermittelt und stehen neben der Auswahl der Core Metrics für die typspezifische Komponente des Verfahrens.

- Der Multimetrische Index wird durch gewichtete Mittelwertbildung aus den Werten der [0;1]-Intervalle der Einzelmetrics berechnet; gewichtet, weil der Fauna-Index des jeweiligen Typs bzw. der LTI bei Typ 21 mit 50 % gewichtet wird. Ausnahmen stellen die regionalen Untertypen 6_K und 9.1_K sowie der Typ 23 dar; hier wird der Multimetrische Index durch einfache Mittelwertbildung berechnet, da ein Fauna-Index noch fehlt.
- Das Ergebnis des Multimetrischen Index wird für jeden Gewässertyp auf dieselbe Art in die Qualitätsklasse überführt:

sehr gut:	> 0,8
gut:	> 0,6-0,8
mäßig:	> 0,4-0,6
unbefriedigend:	> 0,2-0,4
schlecht:	≤ 0,2
- Ausnahmen stellen die Gewässertypen 10 und 20 dar. Bei der Gewässertypengruppe der Ströme wird das Ergebnis des Metrics „Potamon-Typie-Index (Häufigkeitsklassen)“ direkt in eine Qualitätsklasse überführt.

Die folgenden Tabellen geben die Core Metrics der 30 Gewässertypen mit den der Berechnung zu Grunde liegenden Ankerpunkten wieder.

Es ist zu beachten, dass die nachfolgend beschriebene Zusammensetzung des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Core Metrics und Ankerpunkte) für die (Unter)-Typen 6_K, 9.1_K, 15_groß, 19, 21_Nord und 21_Süd noch als vorläufig anzusehen ist. Hier ist in 2006 eine Überarbeitung des Multimetrischen Index geplant, die sich im

wesentlichen auf die Entwicklung ((Unter)Typen 6_K, 9.1_K, 19) bzw. Weiterentwicklung (Typ 15_groß) des typspezifischen Fauna-Index bezieht.

Tabelle 76: Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 1-4 (Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes)

AP = Ankerpunkt, o = oben, u = unten; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; # = Anzahl; Metric-Typen: Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = Funktionale Metrics

Metric-Typ	Metric-Name	AP	1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	4
Z/A	EPT-Taxa [%] (HK)	o	≥ 80,0	≥ 75,0	≥ 70,0	≥ 65,0	≥ 75,0	≥ 70,0	≥ 70,0
		u	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 10,0	≤ 10,0	≤ 15,0	≤ 15,0	≤ 15,0
T	Fauna-Index	o	≥ 1,7	≥ 1,0	≥ 1,3	≥ 1,0	≥ 1,2	≥ 0,7	≥ 0,7
		u	≤ 0,0	≤ -1,7	≤ -1,0	≤ -1,8	≤ -1,5	≤ -1,5	≤ -1,8
V/D	# EPTCBO	o			≥ 30	≥ 35	≥ 35	≥ 35	≥ 25
		u			≤ 3	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 5
F	Rheoindex (HK)	o	≥ 1	≥ 0,9	≥ 0,9	≥ 0,8	≥ 0,9	≥ 0,8	≥ 0,8
		u	≤ 0,6	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,4	≤ 0,5	≤ 0,4	≤ 0,35

Tabelle 77: Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 5-7 sowie des regionalen Untertyps 6_K (Mittelgebirgsbäche)

AP = Ankerpunkt, o = oben, u = unten; Ind. = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; # = Anzahl; Metric-Typen: Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = Funktionale Metrics; * = eingestufte Taxa = 100 %

Metric-Typ	Metric-Name	AP	5	5.1	6	7	6_K
Z/A	EPT-Taxa [%] (HK)	o	≥ 70,0	≥ 70,0	≥ 65,0	≥ 65,0	≥ 60,0
		u	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 15,0
T	Fauna-Index	o	≥ 1,55	≥ 1,45	≥ 1,40	≥ 1,30	
		u	≤ -1,10	≤ -1,10	≤ -1,10	≤ -1,10	
V/D	# Trichoptera	o					≥ 10
		u					≤ 2
F	Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.)*	o			≥ 25,0	≥ 25,0	
		u			≤ 5,0	≤ 5,0	
F	Hyporhithral-Besiedler [%] (Ind.)*	o	≤ 8,00				
		u	≥ 28,0				
F	Rheoindex (HK)	o	1,00	1,00	1,00	1,00	
		u	≤ 0,60	≤ 0,45	≤ 0,45	≤ 0,55	

Tabelle 78: Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 9-9.2 inkl. des regionalen Untertyps 9.1_K (Mittelgebirgsflüsse) sowie der Typen 19 und 21 (Ökoregion unabhängige Typen) und 23 (Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse)

AP = Ankerpunkt, o = oben, u = unten; Ind. = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; # = Anzahl; Metric-Typen: Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = Funktionale Metrics; *= eingestufte Taxa = 100 %

Metric-Typ	Metric-Name	AP	9	9.1	9.2	9.1_K	19	21	23
Z/A	EPT-Taxa [%] (HK)	o	≥ 70,0	≥ 60,0	≥ 55,0	≥ 50,0	≥ 40,0	≥ 55,0	≥ 15,0
		u	≤ 35,0	≤ 20,0	≤ 25,0	≤ 10,0	≤ 5,0	≤ 7,0	0,0
T	Fauna-Index	o	≥ 1,20	≥ 1,00	≥ 0,90		≥ 0,60		
		u	≤ -0,50	≤ -0,60	≤ -0,60		≤ -0,60		
T	LTI_quantitativ	o						≤ 2,0	
		u						≥ 4,0	
T	Oligosaprobe [%] (HK)*	o							≥ 15,0
		u							0,0
V/D	# EPTCBO	o	≥ 38	≥ 30	≥ 25				
		u	≤ 10	≤ 5	≤ 5				
V/D	# Trichoptera	o				≥ 12	≥ 6		
		u				0	0		
F	Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.)*	o	≥ 35,0		≥ 25,0				
		u	≤ 10,0		≤ 5,0				
F	Epipotamal-Besiedler [%] (Ind.)*	o							≤ 10,0
		u							≥ 21,0
F	Metapotamal-Besiedler [%] (Ind.)*	o							≤ 10,0
		u							≥ 25,0
F	Phytal-Besiedler [%] (Ind.)*	o						≤ 15,0	
		u						≥ 40,0	
F	Pelal-Besiedler [%] (Ind.)*	o							≥ 25,0
		u							0,0

Tabelle 79: Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 14-18 (Bäche und Flüsse im Tiefland) sowie 11 und 12 (Organisch geprägte Bäche und Flüsse)

AP = Ankerpunkt, o = oben, u = unten; Ind. = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; # = Anzahl; Metric-Typen: Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = Funktionale Metrics; *= eingestufte Taxa = 100 %

Metric-Typ	Metric-Name	AP	14	15	15_g	16	17	18	11	12
Z/A	EPT-Taxa [%] (HK)	o	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 50,0	≥ 50,0
		u	≤ 15,0	≤ 15,0	≤ 10,0	≤ 20,0	≤ 15,0	≤ 15,0	≤ 5,0	0,0
T	Fauna-Index	o	≥ 1,30	≥ 1,20	≥ 1,20	≥ 1,80	≥ 1,10	≥ 1,30	≥ 1,10	≥ 0,70
		u	≤ -1,00	≤ -0,40	≤ -1,30	≤ -0,20	≤ -0,10	≤ -1,00	≤ -0,70	≤ -0,80
V/D	# Trichoptera	o	≥ 10	≥ 12	≥ 10	≥ 10	≥ 12	≥ 10	≥ 9	≥ 7
		u	≤ 2	0	0	≤ 2	0	≤ 2	0	0
F	Litoral-Besiedler [%] (Ind.)*	o	≤ 2,0	≤ 4,0	≤ 10,0	≤ 2,0	≤ 4,0	≤ 2,0		
		u	≥ 28,0	≥ 25,0	≥ 35,0	≥ 20,0	≥ 30,0	≥ 28,0		
F	Pelal-Besiedler [%] (Ind.)*	o		≤ 4,0		≤ 1,0				
		u		≥ 25,0		≥ 20,0				

4.3.4 Das Modul „Versauerung“

Die Beschreibung des Moduls „Versauerung“ gibt Kapitel 2.3.4 (S. 105) wieder.

4.4 Weiterentwicklung der Bewertungssoftware, der Web-Präsentation, des Methodischen Handbuchs Fließgewässerbewertung sowie der Schulungsmaterialien

4.4.1 Weiterentwicklung der Bewertungssoftware

Die Bewertungssoftware wurde im Laufe der Bearbeitungsphase III grundlegend überarbeitet und wird zukünftig unter dem Namen „ASTERICS“ geführt.

Eine genaue Beschreibung von „ASTERICS“ kann dem zugehörigen Softwarehandbuch entnommen werden, das wie die Software selbst unter [<http://www.fliessgewaesserbewertung.de>] und [<http://www.aqem.de>] verfügbar ist.

4.4.2 Fortschreibung des „Methodischen Handbuchs Fließgewässerbewertung“, der Schulungsmaterialien sowie der Web-Präsentation

Das Methodische Handbuch und die Schulungsmaterialien wurden um die überarbeiteten und erweiterten Beschreibungen zur Probenahme und –auswertung sowie die Änderungen, die sich aus der Überarbeitung des Bewertungssystems ergeben haben ergänzt. Beide Dokumente sind dem Anhang dieses Berichtes beigelegt.

Die Website wird auf der Grundlage des jetzt abgeschlossenen Forschungsvorhabens aktualisiert und stellt dann den aktuellen Stand der verschiedenen Berichte und Produkte zur Verfügung.

5. Literatur

- Alf, A., Braukmann, U., Marten, M. & Vobis, H. (1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung – Arbeitsanleitung. Handbuch Wasser 2, Landesanstalt für Umweltschutz (Ed.). Karlsruhe.
- 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.
- Arnscheidt, J. (1993): Untersuchungen zur Versauerung und zur biologischen Versauerungsindikation in Erzgebirgsbächen unter besonderer Berücksichtigung des Einzugsgebiets der Talsperre Neunzehnhain. Diplomarbeit an der TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, unveröffentlicht, 84 S., Dresden.
- Arnscheidt, J. (2001): Versauerung und biologisches Versauerungsmonitoring in Erzgebirgsbächen. Dissertation an der TU Dresden, 198 S. + Anhang, Dresden.
- Baltes, B. (1998): Bewertung des Einflusses der Gewässerversauerung auf die Rhithral-Biozönosen im nördlichen Saarland. Dissertation an der Universität Saarbrücken, 208 S.
- Banning, M. (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos dargestellt am Beispiel der Donau. Essener ökologische Schriften 9. Westarp-Wiss., Hohenwarsleben.
- Biss, R., Kübler, P., Pinter, I. & Braukmann, U. (2002): Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer (aquatischer Bereich) in der Bundesrepublik Deutschland. Ein erster Beitrag zur integrierten ökologischen Fließgewässerbewertung. UBA-Texte 62/02, Berlin.
- Bornhauser, K. (1912): Die Tierwelt der Quellen und Bäche in der Umgebung Basels. Internat. Rev. Ges. Hydrobiol., Suppl. 5: 1-90.
- Braukmann, U. & Biss, R. (2004): Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. *Limnologica* 34: 433-450.
- Braukmann, U. (1994): Bioindikation des Säurezustands von kleinen Fließgewässern auf der Grundlage des Makrozoobenthos. Beschreibung des Verfahrens. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 11 S., Anhang, Karlsruhe.
- Braukmann, U. (1997): Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 26, 2. edition: 355 Seiten, Stuttgart.

- Braukmann, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Fließgewässertypen in Baden-Württemberg. Oberirdische Gewässer. Gewässerökologie 56, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 501 S. + Anhang, Karlsruhe.
- Braukmann, U. (2001): Stream acidification in South Germany – chemical and biological assessment methods and trends. Aquatic Ecology 35: 207-232, Cluver Academic Publishers, Dordrecht.
- Brunke, M. (2004): Stream typology and lake outlets – a perspective towards validation and assessment from northern Germany (Schleswig-Holstein). Limnologica 34: 460-478.
- De Pauw, N. & Hawkes, H. A. (1993): Biological monitoring of river water quality. In: Walley, W. J. & Judd, S.: Proceedings of the Freshwater Europe Symposium on River Water Quality Monitoring and Control, Birmingham: 87-111.
- Ehlert, T. (1995): Freilandökologische Untersuchungen an Bächen unterschiedlichen Säurezustandes im mittleren Erzgebirge unter besonderer Berücksichtigung der Köcherfliegen (Insecta, Trichoptera). Diplomarbeit an der TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, unveröffentlicht: 87 S., Dresden.
- Eidel, K. (1933): Beiträge zur Biologie einiger Bäche des Schwarzwaldes mit besonderer Berücksichtigung der Insektenfauna der Elz und Kinzig. Arch. Hydrobiol. 25: 543-615, Stuttgart.
- Engelberg, K. (1987): Versauerung der Gewässer in Baden-Württemberg - Diatomeen in Fließgewässern. Endbericht an die Landesanstalt für Umweltschutz, unveröffentlicht: 14 S. + Anhang.
- Friedrich, G. & Herbst, V. (2004): Eine erneute Revision des Saprobiensystems – weshalb und wozu? Acta hydrochimica et hydrobiologica 32 (1): 61-74.
- 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. & Verdonshot, P. F. M. (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1-20.
- Hübner, G., Klose, S. (1998a): Untersuchungen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfauna (Insecta: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) zur Entwicklungskontrolle einer Heidebach-Renaturierung. Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA) Schneverdingen, 28 S.
- Hübner, G., Klose, S. (1998b): Erfolgskontrolle der Renaturierung eines Baches in der Lüneburger Heide anhand der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera. *Lauterbornia* 34: 53-66, Dinkelscherben.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland - Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. LAWA Publikationen „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“.
- Liess, M., Schulz, R., Berenzen, N., Nanko-Drees, J. & Wogram, J. (2001): Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland. UBA-Texte 65/01, 227 S.
- Lorenz, A., Hering, D., Feld, C. K. & Rolauffs, 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.
- Mädler, K. & Arnscheidt, J. (1996): Untersuchungen zur Versauerung und zum biologischen Versauerungsmonitoring in Erzgebirgsbächen unter besonderer Berücksichtigung von Talsperreneinzugsgebieten. Abschlussbericht Forschungsprojekt Nr. Q2-Q2810/1, TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, unveröffentlicht, 63 S., Dresden.
- 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.
- Mauch, E., Schmedtje, U., Maetze, A. & Fischer, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 01/03. 388 S.
- McCune, B. & Mefford, M. J. (1999): Multivariate analysis of ecological data. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Meier, C., Lorenz, A., Rolauffs, P., Hering, D., Schaumburg, J., Schranz, C., Böhmer, J., Pottgiesser, T. & Haase, P. (2005): Abschließende Arbeiten zur Integration der Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands in das bundesweite Typen- und Bewertungssystem. Abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 21.03, unveröffentlicht.

- 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.
- Podraza, P., Schuhmacher, H. & Sommerhäuser, M. (2000): Composition of macroinvertebrate feeding groups as a bioindicator in running waters. *Verhandl. internat. Verein. Limnol.* 27: 3066-3069.
- 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.
- Rawer-Jost, C., Zenker, A. & Böhmer, J. (2004): Aufbau und Betrieb einer zentralen Datenhaltung und Auswertung von biologischen Daten zur ökologischen Fließgewässerbewertung in Deutschland. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). 25 S.
- Rolauffs, P., Hering, D., Sommerhäuser, M., Jähnig, S. & Rödiger, S. (2003): Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindexes für die biologische Fließgewässerbewertung. *Umweltbundesamt Texte* 11/03. Forschungsbericht 200 24 227, 137 S.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (1993): Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (Eds): *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
- Schmedtje, U. & Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 4/96.
- 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 Potamontypie-Index (PTI): Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- Schöll, F., Haybach, A. & König, B. (2005): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 49: 234-247.
- Schweder, H. (1992): Neue Indices für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. *Limnologie Aktuell* 3: 353-377.

Shannon, C. E. & Weaver, W. (1949): The Mathematical Theory of Communication. The University of Illinois Press, Urbana.

Simpson, E. H. (1949): Measurement of Diversity. *Nature* 163: 688.

Sommerhäuser, M & Pottgiesser, T (2003): Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD – Qualitätskomponente Makrozoobenthos (Stand 15. Dezember 2003). Unveröffentlicht.

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.