

Methode zur Untersuchung und Beurteilung grosser Fließgewässer

Teil 2: MSK-Bewertungsmethode Makrozoobenthos grosser Fließgewässer – Methodenevaluation – Konzeptvorschlag



Stand: 31.01.2018

Methode zur Untersuchung und Beurteilung grosser Fließgewässer

Teil 2: MSK-Bewertungsmethode Makrozoobenthos in grossen Fließgewässern – Methodenevaluation – Konzeptvorschlag

Impressum:

Autor: HYDRA

Bearbeiter: Johannes Ortlepp, Peter Rey, John Hesselschwerdt & Sarah Oexle

Begleitung: Sabine Zeller, BAFU

HYDRA AG, Lukastr. 29, 9008 St.Gallen

Zitierung:

HYDRA (2017): Methode zur Untersuchung und Beurteilung grosser Fliessgewässer Teil 2: MSK-Bewertungsmethode Makroinvertebraten in grossen Fliessgewässern; Methodenevaluation, Konzeptvorschlag.

Inhalt

1 Einleitung	4
1.1 Makroinvertebraten als Indikatoren des Gewässerzustands	5
1.2 Ausgangslage, Problematik, Zielsetzung	5
2 Grundlagen ökologischer Fließgewässerbewertung	7
2.1 Gewässerzustand.....	7
2.1.1 Gewässerkomponenten/-faktoren	8
2.1.2 Gewässerparameter.....	8
2.1.3 Umweltfaktoren – Einflussfaktoren	8
2.1.4 Zeitlich veränderliche Ausprägungen von Umweltfaktoren und Parametern.....	10
2.2 Fließgewässerbewertung.....	10
2.2.1 Erfassen und Beschreiben des Gewässerzustands	10
2.2.2 Vergleich mit einem Referenzzustand	11
2.2.3 Fließgewässertypisierung.....	12
2.2.1 Makroinvertebraten als Indikatoren des Gewässerzustands	15
2.2.2 Referenzbiozönosen	16
2.2.3 Bewertung des biologischen Gewässerzustands	19
2.2.4 Ökologischer Gewässerzustand und Systemkomponenten	20
2.3 Untersuchungsablauf.....	20
2.3.1 Fragestellungen, Untersuchungsziele und Untersuchungstypen	20
2.3.1 Weitergehende Erläuterungen zu verschiedenen Untersuchungstypen	23
2.3.2 Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen	25
2.3.3 Planung der Untersuchungen	30
2.3.4 Probenahme.....	31
2.3.5 Auswertung.....	33
2.3.6 Bewertung.....	33
2.4 Gesetzliche Grundlagen.....	34
2.4.1 Gesetzliche Grundlagen der Schweiz.....	34
2.4.2 Gesetzliche Grundlagen in der EU	34
2.5 Fazit	36
3 Methodenevaluation für grosse Fließgewässer	37
3.1 Besonderheiten grosser Fließgewässer	37
3.1.1 Klassengrenzen verschiedener Grössen von Fließgewässern.....	37
3.1.2 Kriterium der Bewatbarkeit	38
3.1.3 Habitate grosser Fließgewässer	38
3.1.4 Typen und Abschnittstypen grosser Fließgewässer.....	41
3.1.5 Referenzbiozönosen grosser Fließgewässer	41
3.1.6 Der besondere Stellenwert von invasiven Neozoen in grossen Fließgewässern.....	43
3.2 Grundlagen für die Benthosprobenahme in grossen Fließgewässern	44
3.2.1 Repräsentativität der Untersuchungen	44
3.2.2 Untersuchungsbereiche	45
3.2.3 Untersuchungstermine	49
3.2.4 Untersuchungshäufigkeit (-frequenz).....	49

3.3	Probenahmemethoden für grosse Fließgewässer.....	49
3.3.1	Besondere Anforderungen an die Probenahme in grossen Fließgewässern.....	49
3.3.2	Überblick der Probenahmemethoden für grosse und tiefe Fließgewässer.....	51
3.3.3	Beprobungsmethoden in Frankreich	52
3.3.4	Beprobungsmethoden in Grossbritannien	54
3.3.5	Beprobungsmethoden in Österreich	55
3.3.6	Beprobungsmethoden in Deutschland	56
3.3.7	Beprobungsmethoden der USA	57
3.3.8	Fazit: Existieren bereits geeignete Methoden zur Benthosuntersuchung grosser Fließgewässer?	57
3.3.9	Benthosbeprobung mit Einsatz von Tauchern in der Schweiz.....	58
3.4	Probenbearbeitung.....	61
3.5	Auswertungsmethoden	62
3.5.1	Auswertungsschritte	62
3.5.2	Anwendung von Indices.....	62
3.6	Die Zustandsbewertung grosser Fließgewässer (Makroinvertebraten).....	67
3.6.1	Referenzzustand als Bewertungsbezug	68
3.6.2	Bewertung der Kompartimente eines grossen Fließgewässers.....	70
3.7	Fazit	71
4	Bewertung grosser Fließgewässer (MZB) – Konzeptentwurf.....	72
4.1	Zielsetzung einer neuen Methode «grosse Fließgewässer»	72
4.1.1	Ziele der benthosbiologischen Gewässeruntersuchung.....	72
4.1.2	Anforderungen.....	73
4.2	Anwendungsbereiche der Methode.....	74
4.2.1	Die grossen Fließgewässer der Schweiz.....	74
4.2.2	Kompatibilität zu bisherigen Benthosuntersuchungen der Schweiz	78
4.3	Untersuchungsplanung für grosse Fließgewässer	79
4.3.1	Untersuchungsmethoden	79
4.3.2	Auswahl der Untersuchungsstellen	80
4.3.3	Untersuchungszeiträume.....	80
4.3.4	Unterschiedliche geografische Komponenten.....	81
4.4	Entwicklung einer Bewertungsmethode für grosse Fließgewässer (MZB).....	82
4.4.1	Anforderungen an die neue Bewertungsmethode	82
4.4.2	Schritt 1: Erfassung des Charakters der grossen Fließgewässer.....	82
4.4.3	Schritt 2: Vergleichbarkeit der Ergebnisse.....	84
4.4.4	Schritt 3: Repräsentativität der Untersuchungen.....	84
4.4.5	Schritt 4: Probenauswertung	86
4.4.6	Auswertung nach Kenngrößen, Berechnung der Indices.....	86
4.4.7	Schritt 5: Zustandsbewertung.....	87
4.5	Ausblick und methodische Ergänzungen.....	89
4.5.1	Weiterführung bisheriger Untersuchungen und Weiterbearbeitung bereits vorliegender Daten.....	89
4.5.2	Methodenbeschrieb zur eDNA-Probenahme an (grossen) Fließgewässern.....	90
4.6	Fazit	93

5	Überblick über andere Module grosser Fließgewässer.....	94
5.1	Modul Diatomeen.....	94
5.1.1	Bestehende Methode Schweiz	94
5.1.2	Methoden aus Deutschland und Österreich:.....	94
5.1.3	Mögliche Erweiterung der Schweizer Methode für grosse Fließgewässer.....	95
5.2	Modul Fische.....	95
5.2.1	Bestehende Methode Schweiz:	95
5.2.2	Methoden aus Deutschland und Österreich:.....	96
5.2.3	Mögliche Erweiterung der Schweizer Methode für grosse Fließgewässer.....	97
5.3	Modul Makrophyten.....	97
5.3.1	Bestehende Methode Schweiz:	97
5.3.2	Methoden aus Deutschland und Österreich.....	97
5.3.3	Mögliche Erweiterung der Schweizer Methode	98
6	Literatur.....	99
6.1	Schweiz	99
6.1.1	Gewässerzustand und Makroinvertebraten (Schweiz).....	99
6.1.2	NAWA (Schweiz)	99
6.2	Einzelne Aspekte.....	100
6.2.1	Fließgewässertypisierung.....	100
6.2.2	Neozoen	101
6.2.3	Potamon-Typie.....	101
6.2.4	Probenahme: Zeitpunkt, Häufigkeit.....	102
6.2.5	Probenahme: Qualität der Proben.....	102
6.3	Makroinvertebraten als Indikatoren des Gewässerzustands	102
6.4	Zoobenthosuntersuchung grosser Flüsse	104
6.4.1	Grundlagen und Überblick.....	104
6.4.2	Frankreich	105
6.4.3	Grossbritannien.....	106
6.4.4	USA.....	106
6.4.5	Gewässer.....	106
6.5	Bewertung des Gewässerzustands	109
6.5.1	Überblick zu Methoden zur Gewässerbewertung	109
6.5.2	Australia	110
6.5.3	EU	110
6.5.4	Czech Republic and the Slovak Republic : PERLA.....	111
6.5.5	Deutschland	111
6.5.6	Frankreich: IBGN – IBG+ – I2M2 – MGCE.....	111
6.5.7	United Kingdom: RIVPACS /RICT.....	112
6.5.8	Österreich.....	112
6.5.9	USA.....	113
6.6	Überblick anderer relevanter Module der Schweiz und internationaler Vergleich	113

1 Einleitung

Das Schweizer Gewässerschutzgesetz [GSchG, SR 814.20] beauftragt den Bund und die Kantone, Abklärungen über den Zustand ihrer Gewässer vorzunehmen. Das Erreichen ökologischer Ziele (aufgeführt in der Gewässerschutzverordnung) soll durch solche Zustandserhebungen kontrolliert werden. Hierfür wird eine Reihe von Indikatoren (Zeiger) des Gewässerzustands herangezogen, unter ihnen auch die *Makroinvertebraten*, die wirbellosen Kleinlebewesen der Gewässersohle. Deren Lebensgemeinschaft, das *Makrozoobenthos*, soll entsprechend derjenigen der anderen für die Zustandsbewertung geeigneten biologischen Qualitätselemente folgendem Zustand entsprechen:

- naturnah und standortgerecht
- kann sich selbst reproduzieren und regulieren
- weist eine Vielfalt und Häufigkeit an Arten auf, die typisch für nicht oder nur schwach belastete Gewässer des jeweiligen Gewässertyps sind

Die Bewertung des Gewässerzustands setzt somit die Kenntnis einer *Referenzbiozönose* von Wirbellosen eines Gewässers voraus, das einem bestimmten *Fließgewässertyp* oder einem konkreten Fluss zugeordnet werden kann.

Benthische Makroinvertebraten sind in grossen Fließgewässern in der Regel in hohen Arten- und Individuenzahlen vertreten. Hier spielen sie verschiedene Rollen im Nahrungsnetz der Fluss-Lebensgemeinschaft: sie filtrieren organische Partikel aktiv (z.B. Muscheln) oder passiv (einige Köcherfliegenlarven) aus dem Wasser, sie verwerten Pflanzen- und Holzreste (z.B. Flohkrebse und Steinfliegenlarven), sie weiden den Algenaufwuchs ab (z.B. Eintagsfliegenlarven) oder durchwühlen das Sediment nach Fressbarem (z.B. Würmer). Unter vielen Wirbellosen-Familien findet man auch räuberisch lebende Arten. Bodenlebende Wirbellose sind also Verwerter grosser Mengen organischen Materials in den verschiedenen Kompartimenten des Gewässerlebensraums, umgekehrt dient ein grosser Teil von ihnen Fischen als bevorzugte Nahrung [u.a. BONELL & RÖSCH 2012, ECKMANN et al. 2008, REY et al. 2005].

Durch ihre unterschiedliche Lebensweise besetzen Makroinvertebraten viele ökologische Nischen und damit verschiedene *Habitats* auf und im Gewässergrund. Sie sind deshalb gute Zeiger für den biologischen Zustand aquatischer Lebensräume und helfen uns, deren Defizite zu erforschen. So gibt die Zusammensetzung ihrer Lebensgemeinschaft Auskunft darüber, ob zum Beispiel zu viele Nähr- und Schadstoffe ins Wasser gelangt sind, ob wichtige Strukturen und damit Lebensräume fehlen oder ob die Wassertemperatur für bestimmte Arten zu hoch und die Strömung für andere zu stark ist. Da es sich um meist sehr kleine Organismen mit einem entsprechend eingeschränkten Mobilitätsradius handelt, ist auch eine Beurteilung kleinräumiger Habitatqualitäten möglich.

1.1 Makroinvertebraten als Indikatoren des Gewässerzustands

Weil sie unterschiedlich auf den Gehalt fäulnisfähiger (sauerstoffzehrender) Stoffe im Wasser reagieren, wurden benthische Makroinvertebraten früher vor allem als sogenannte *Saprobier* und damit als Indikatoren für die stoffliche Belastung herangezogen. Seit die meisten Gewässer als Erfolg des qualitativen Gewässerschutzes sauberer geworden sind, sind sie eher Zeiger der strukturellen und hydrologischen Gewässerdegradation und geben Auskunft über die Habitatqualität des Fliessgewässers.

Zur Erfassung des aktuellen Gewässerzustands werden unterschiedliche Methoden angewandt, die unterschiedliche Aspekte des aktuellen Gewässerzustands beleuchten. Während beim Modul-Stufen-Konzept (MSK) der Schweiz die besonders gut besiedelbaren Habitate bevorzugt beprobt werden, wird beim Multi-Habitat-Sampling nach EU-WRRRL (MHS-Methode) versucht, alle vorhandenen Habitattypen möglichst repräsentativ – entsprechend ihrer Häufigkeit – zu erfassen. Bei grossen Fliessgewässern wird die Situation noch komplizierter: Wie werden die Habitate der Ufer gegenüber denen der Flusssohle berücksichtigt? Wie werden die Untersuchungsstellen an der Flusssohle mit ihren oft grossflächig einheitlichen Habitattypen gegenüber den oft kleinräumig differenzierten Uferhabitaten erfasst?

Je nach den durch die Untersuchungsmethode erfassten Aspekten des Gewässers müssen differenzierte und unterschiedliche Referenzzustände zu einer Gewässerbeurteilung herangezogen werden.

Die für eine Erfassung des Gewässerzustands relevanten und bei der Probenahme zu berücksichtigenden *natürlichen Randbedingungen* werden für watbare Gewässer ausführlich in STUCKI [2010] diskutiert, ähnlich auch für die Multi-Habitat-Sampling-Methode der EU-Länder [z.B. MEIER et al. 2006]. Von besonderer Bedeutung sind dabei die Einflüsse von Probenahmezeitpunkt, Höhenlage, Gewässerchemie und Abflussregime sowie aktuellem Abfluss. Diese Rahmenbedingungen wirken prinzipiell auch in grossen, tiefen Gewässern, unterscheiden sich aber mitunter im Ausmass ihrer Auswirkungen auf die Besiedlung.

1.2 Ausgangslage, Problematik, Zielsetzung

Das Modul «Makroinvertebraten, Stufe F» des Schweizer Modul-Stufen-Konzepts (MSK) zur Untersuchung und Bewertung von Fliessgewässern gilt nur für die Untersuchung und Beurteilung kleinerer, durchgehend bewatbarer Fliessgewässer [STUCKI 2010]. Die Methode erlaubt für diese eine biologische Güte-Bewertung mit Klassifizierungen zwischen «sehr gut» und «schlecht». Durch eine repräsentative Probenahme der dominierenden Flächen/Räume (*Multi-Habitat-Sampling*) kann dabei das biologische Inventar adäquat erfasst und ein guter Überblick über die jeweilige Biozönose und ihre qualitativen und quantitativen Eigenschaften gewonnen werden. Hinsichtlich der Gewässer-Inventare als auch der biologisch indizierten Gewässergüte ist wegen der Standardisierbarkeit der Methode auch ein grossräumiger Vergleich (Stufe F = flächendeckend) möglich.

Die Methode kann auch in ufernahen Bereichen und in Furten grösserer und über hüfttiefer Fliessgewässer angewendet werden. Die bewatbaren/untersuchbaren Flächen repräsentieren hier aber nur einen Teil der Gewässersohle und damit des Gesamtcharakters des Flusses. Um Ergebnisse

zu generieren, die mit dem bisherigen Modul vergleichbar sind, muss eine separate Methode entwickelt werden, mit der man auch tiefere Bereiche abdecken kann und die ebenfalls eine entsprechende Güte-Klassifizierung anhand benthosbiologischer Aufnahmen erlaubt. Die bisherigen Ansätze der Langzeit-Monitoringprogramme am Hochrhein und an der Aare liefern dafür bereits eine gute Grundlage hinsichtlich der Untersuchungsmethodik [z.B. REY et al. 2015, Hydra 2017], ein abgesicherter Bewertungsansatz fehlt jedoch noch.

Mit der gegenständlichen Studie soll die Möglichkeit evaluiert werden, eine neue Methode für die Schweiz zu entwickeln, mit der auch grosse Fließgewässer einer Bewertung des biologischen bzw. ökologischen Zustands unterzogen werden können. Die Erfahrungen aus den Nachbarländern (EU-Staaten), in denen bereits ein Bewertungssystem nach EU-Wasserrahmenrichtlinie angewendet wird, sollen dabei zu Rate gezogen werden. Diese Herangehensweise ist auch schon deshalb naheliegend, da mehrere grosse Fließgewässer der Schweiz auch durch zwei oder mehrere benachbarte EU-Staaten fließen (z.B. Rhein, Alpenrhein, Rhône, Ticino, Inn, Doubs) oder zumindest solchen zumünden (z.B. Aare, Reuss, Limmat usw.). Die neue Methode sollte deshalb auch mit den Erfassungs- und Bewertungsmethoden nach EU-Wasserrahmenrichtlinie soweit kompatibel sein, dass sie besser als bisher in einer international vergleichbaren Form erfasst und aufgearbeitet werden kann – z.B. für eine koordinierte Auswertung der Rheindaten durch die Internationale Rheinschutzkommission (IKSR). Auf der anderen Seite soll sie auch dazu dienen, die «Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität» (NAWA) hinsichtlich der Makroinvertebraten auf grössere Fließgewässer ausdehnen zu können. Nicht zuletzt soll darauf geachtet werden, dass die Vergleichbarkeit mit den bisherigen Untersuchungen an grossen Schweizer Fließgewässern gewährt bleibt. So dürfen die bisherigen Standards nicht aufgegeben werden, die sich im Rahmen laufender Langzeitmonitoringprogramme etabliert haben.

Die gegenständliche Studie soll klären helfen, inwieweit überhaupt eine solche neue Methode erarbeitet werden kann und wie sie in den Kontext kantonaler und z.T. auch international koordinierter Messprogramme und Langzeitmonitorings zu stellen wäre. In Kapitel 2 werden einige grundlegende, für das Konzept relevante Informationen zusammengestellt. Kapitel 3 enthält eine Evaluation und Diskussion bereits bestehender Untersuchungs- und Bewertungsmethoden im europäischen Raum, die in eine Auswahl der für die Schweiz in Frage kommenden Ansätze mündet. In Kapitel 4 folgt darauf aufbauend ein Vorschlag für ein Konzept, das von einer MSK-Arbeitsgruppe aufgegriffen werden kann und eine neuen MSK-Bewertungsmethode Makroinvertebraten in grossen Fließgewässern zum Ziel hat. Da das Makrozoobenthos niemals als einziger Indikator für eine gesamtökologische Bewertung ausreicht, soll die Arbeit in Kapitel 5 auch kurze Überlegungen zu den drei weiteren biologischen Komponenten «Diatomeen bzw. Phytobenthos», «Fische» und «Makrophyten» enthalten.

2 Grundlagen ökologischer Fließgewässerbewertung

Im Hinblick auf die angestrebte Vergleichbarkeit einer geplanten Schweizerischen Methode der Bewertung grosser Fließgewässer im europäischen Rahmen werden die prinzipiellen Möglichkeiten für Fragestellung, Zielsetzung und Vorgehensweisen bei der Fließgewässerbeurteilung vorgestellt. Der Schwerpunkt liegt dabei auf einer Beurteilung der Gewässer anhand ihrer Makrozoobenthosbesiedlung.

2.1 Gewässerzustand

Die Beschreibung und Bewertung des Zustands eines Gewässerabschnittes muss sehr verschiedene Gewässerkomponenten berücksichtigen, welche in unterschiedlichem Grad voneinander abhängig sind. Zu diesen Komponenten gehören u. a. die hydrologischen Verhältnisse, die Gewässermorphologie, die hydraulischen Verhältnisse, die Gewässerchemie aber auch die Besiedlung durch Gewässerorganismen (Abb. 2.1).

Die Grössen der einzelnen Gewässerparameter und ihre zeitlichen Änderungen und räumliche Verteilung werden von natürlichen und anthropogenen Einflussfaktoren modifiziert. Bei der Beschreibung und Bewertung des Gewässerzustands sind in der Regel Ausmass und Qualität der anthropogenen Einflüsse von besonderem Interesse.

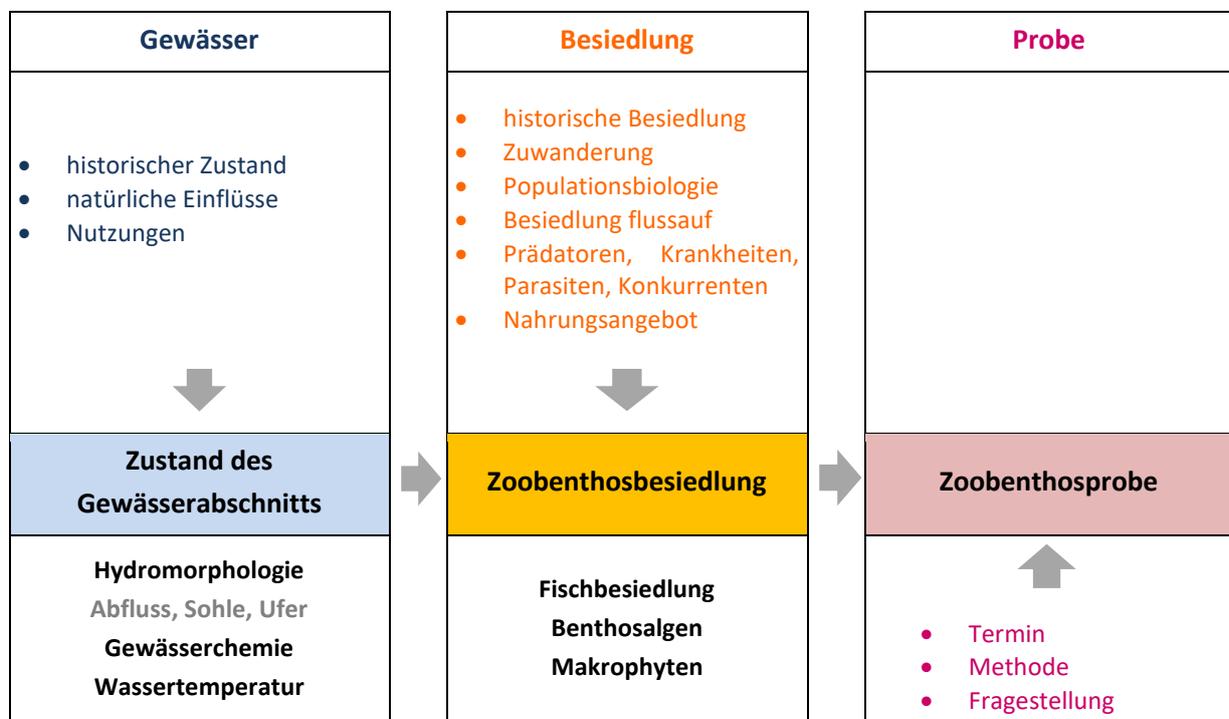


Abb. 2.1: Natürliche und anthropogene Einflüsse, die die Zusammensetzung einer Benthosprobe bestimmen.

2.1.1 Gewässerkomponenten/-faktoren

Der Zustand eines Gewässerabschnitts ergibt sich aus dem Zusammenwirken seiner abiotischen und biologischen Komponenten bzw. -faktoren. Diese hängen teilweise stark voneinander ab. So hängen der hydromorphologische Zustand und der Feststoffhaushalt stark von den hydrologischen und hydraulischen Verhältnissen ab. Weitgehend unabhängig voneinander zeigen sich dabei z.B. der chemisch-physikalische Zustand des Wassers und der hydromorphologische Zustand (Form und Struktur) des Gewässers. Die organismische Besiedlung wird von einer Vielzahl dieser Faktoren und Lebensraumausprägungen bestimmt. Kennt man sie, so lassen sich wiederum Rückschlüsse auf die Ausprägung (Zustand, Dimension) dieser Faktoren ziehen. Die organismische Besiedlung hat somit eine Zeigerfunktion (Indikatorfunktion) hinsichtlich der sie umgebenden Gewässerkomponenten. Die Bewertung des Gewässerzustands erfolgt daher oftmals anhand der organismischen Besiedlung.

Die Bewertung des Gewässerzustands anhand der Makrozoobenthosbesiedlung ist besonders weit entwickelt. Makroinvertebraten wurden bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts zur Bewertung der organischen Belastung der Gewässer herangezogen [KOLKWITZ & MARSSON 1909].

Der Schwerpunkt der folgenden Ausführungen liegt bei der Makrozoobenthosbesiedlung der Fließgewässer, den auf sie besonders wirkenden Einflussfaktoren (Schlüsselparameter) und auf ihrer Indikatorfunktion für verschiedene Parameter des Gewässerzustands.

Die Wasserrahmenrichtlinie der EU legt bei der Gewässerbewertung den Schwerpunkt auf die «Biologischen Qualitätskomponenten», wobei Gewässerchemie und hydromorphologischer Zustand als ergänzende Bewertungskriterien hinzugezogen werden.

2.1.2 Gewässerparameter

Die einzelnen Gewässerparameter wie z.B. Wassertemperatur, Fließgeschwindigkeit, Sauerstoffgehalt und viele mehr können zeitlich und räumlich sehr unterschiedliche Werte annehmen. Ihre Wirkung auf andere Gewässerfaktoren und auf die benthische Besiedlung lässt sich durch ihre mittlere Grösse, ihren Schwankungsbereich (Range) und die auftretenden Extremwerte feststellen.

2.1.3 Umweltfaktoren – Einflussfaktoren

Der ökologische Gewässerzustand *eines Gewässerabschnitts* lässt sich beschreiben durch:

- Erfassung der regelmässig (saisonal) wiederkehrenden natürlichen Eigenschaften des Gewässers
- Erfassung von anthropogenen Einflüssen auf das Gewässer
- Erfassung der historischen Veränderungen des Gewässers und seiner Biozöosen

Wichtige den Gewässerzustand beeinflussende Faktorengruppen:

- geographische Lage (Bioregion) und Einzugsgebiet (Geologie, Relief)
- hydrologische und hydraulische Faktoren
- hydromorphologische Faktoren
- Wasserqualität, Wasserchemie, Wassertemperatur
- biologische Faktoren (Organismenbestand)
- anthropogene Gewässernutzungen

Tab. 2.1: Faktoren, die einen Gewässerabschnitt / eine Untersuchungsstelle beschreiben, sich auf die Benthosbesiedlung auswirken und von dieser widergespiegelt werden.

	Ebene Gewässer	Ebene Gewässerraum
Natürliche Einflussfaktoren		
geographische Aspekte	Wasserkörper (Abgrenzung)	Taltyp
	geographische Zone	Seitentäler
	klimatische Zone	Gefälle
	Höhenlage	Breite
	Gewässertyp	Aue
	Lage im Gewässerkontinuum	
	Zuflüsse	
	Gefälle	
	Breite	
	Seitengewässer	
Gewässermorphologie	Gewässerverlauf	Talmorphologie
	Gewässerbett und Substrat	
	Gewässerraum	
	Ufertypen	
	Querprofil	
Abfluss	aktuelle und historische Änderungen der Gewässermorphologie	
	hydrologisches Abflussregime	
	Abflusskurven	
	Extremabflüsse	
	aktueller Abflussverlauf (Wochen bis Jahr)	
Gewässerchemie: natürliche Einflüsse	Ausleitungen, Einleitungen	Geologie des Einzugsgebiets (+ Zuflüsse)
	Stauhaltungen	Bewuchs des Einzugsgebiets
Gewässerchemie: anthropogene Einflüsse	Nährstoffe	
	toxische und physiologisch aktive Stoffe	
	Versauerung	
	Versalzung	
Feststoffhaushalt	zeitlicher Verlauf von Gewässerbelastungen	
	Schwebstoffe	Geologie des Einzugsgebiets
	Geschiebe	Morphologie des Einzugsgebiets
Temperaturhaushalt	aktueller Feststoffhaushalt (Einträge, Hochwasser)	Morphologie des Talraums
	Flachwasserbereiche	Zuflüsse
	Beschattung	Staubereiche
biologische Faktoren	aktueller Temperaturverlauf (Wochen bis Jahr)	Uferbewuchs
	Änderungen im Organismenbestand (Neobiota, Extinktion)	
	Krankheiten, Parasiten	
	Nahrungsangebot (Aufwuchs, Plankton, Detritus)	
Systemtypische Störungen	Lebensformtypen	
	unregelmässig auftretende, deutliche Abweichungen vom normalen saisonalen Spektrum der hier aufgeführten Faktoren. Das langfristige Ausbleiben von Störungen kann zur raschen Alterung des Systems und zu einer Reduktion seiner Resilienz führen.	
Anthropogene Einflussfaktoren		
Nutzungen	Eingriffe in die Gewässermorphologie	Eingriffe in die Talmorphologie
	Eingriffe in Wasser- und Geschiebehaushalt	Eingriffe in die Struktur des Einzugsgebiets
	Einleitungen (diffus und punktuell)	Eingriffe in Struktur und Wasserhaushalt der Zuflüsse
	Änderungen der Durchgängigkeit/Vernetzung	Einleitungen in Zuflüsse (diffus und punktuell)
	Störungen (Wellenschlag, Umlagerung etc.)	Änderungen der Durchgängigkeit/Vernetzung
	Entnahmen oder Einsatz/Einschleppung von Organismen	
	historische Aspekte	kurzfristige und langzeitige Entwicklung des Gewässerzustands hinsichtlich o.g. Faktoren

2.1.4 Zeitlich veränderliche Ausprägungen von Umweltfaktoren und Parametern

Von besonderer Bedeutung bei der Planung von Untersuchungen des Gewässerzustands ist die Berücksichtigung zeitlicher wie saisonaler oder gar tageszeitlicher Schwankungen der Ausprägung oder Intensität verschiedener Umweltfaktoren und damit der Gewässerparameter. Insbesondere bei Vergleichen verschiedener Untersuchungen ist mitunter ausschlaggebend, zu welchem Zeitpunkt diese erfolgten. Eine Liste von Beispielen stark zeitabhängiger Faktoren bzw. Parameter wird in Tab. 2.2 aufgeführt.

Tab. 2.2: Umweltparameter und Umweltfaktoren mit deutlichen zeitlichen Schwankungen.

Umweltparameter/-faktor	zeitliche Schwankungen, Saisonalität (Beispiele für variable Grössen)
Abfluss	temporär (Niederschlag), saisonal
Benetzung	dauerhaft – saisonal – temporär, Gradient und Frequenz von Änderungen
Fließgeschwindigkeit	saisonal – temporär (Minimum, Maximum, Variabilität)
Strömungsstruktur	saisonal – temporär (laminar, gleichmässig, turbulent, pulsierend)
Temperatur	Tagesgang bis saisonaler Verlauf
O ₂ -Versorgung	Tagesgang bis saisonaler Verlauf als Funktion von Temperatur und Zehrung z.B. organische Belastung, Photosynthese
Schwebstoffe / Trübung	Tagesgang bis saisonaler Verlauf als Funktion von witterungsabhängige Einschwemmungen, Algenblüten etc.
toxische Stoffe	Tagesgang bis saisonaler Verlauf als Funktion von witterungsabhängigen Einschwemmungen; starke Temperatur- und pH-Abhängigkeit
Nahrungsangebot	Tagesgang bis saisonaler Verlauf
biotische Komponenten	Tagesgang bis saisonaler Verlauf

2.2 Fließgewässerbewertung

Eine ökologische Fließgewässerbewertung erfolgt prinzipiell in drei grundlegenden Schritten:

- **Erfassen** einer adäquaten Beschreibung des aktuellen Gewässerzustands
- **Vergleich** des aktuellen Gewässerzustands mit einem Referenzzustand oder mit Referenzgrössen
- **Bewerten** einer Kategorisierung der beschriebenen Grössen und/oder deren Abweichung von einem Referenzzustand

2.2.1 Erfassen und Beschreiben des Gewässerzustands

Wie bereits in (2.1) ausgeführt beinhaltet eine umfassende Beschreibung des Gewässerzustands die Beschreibung einer ganzen Reihe von Gewässerkomponenten – inklusive derer zeitlicher Veränderungen (2.1.4). Eine solch umfassende Beschreibung würde allerdings einen grossen Aufwand bedeuten. Daher begnügt man sich in der Regel mit der Erfassung besonders aussagekräftiger oder besonders einflussreicher *Schlüsselparameter*, oder man konzentriert sich auf die Erfassung von Gewässerkomponenten, deren Ausprägung den Zustand der übrigen Komponenten möglichst umfassend und genau widerspiegelt. Eine solche Gewässerkomponente, die nicht nur den aktuellen

Zustand zahlreicher anderer Komponenten widerspiegelt, sondern auch die saisonalen Schwankungen der Parameter dieser Komponenten integriert, ist die Makrozoobenthosbesiedlung.

In der Aus- und Bewertung von Fließgewässern werden eine Reihe von Begriffen verwendet, deren Nutzung sich teilweise von der in anderen Fachbereichen unterscheidet. Daher wurde versucht, die hier genutzten Begriffe und teilweise ihre Herkunft zu erläutern. Da sich die Definitionen teilweise stark überschneiden, wird versucht, die im jeweiligen Zusammenhang üblichen Begriffe zu verwenden.

Messgrösse: Die (meist physikalische) Grösse, die gemessen werden soll.

Messwert: Das Ergebnis der Messung einer Messgrösse.

Kenngrösse: Eine Eigenschaft, die das zu untersuchende Objekt beschreibt. Wird hier vor allem zur Beschreibung von Biozönosen verwendet.

Kennwert: Der zu einer Kenngrösse gehörende Messwert.

Metric: In anderen Fachbereichen bedeutet der englische Begriff meist «Messvorschrift» oder entspricht teilweise auch Messergebnissen. In der Beschreibung von Biozönosen wird der Begriff international (u.a. USA, EU-WRRL) für biozönotische Kenngrossen verwendet. Für Berechnungen muss diese Grösse erst bestimmt/gemessen werden (→ Metric-Wert). Der Begriff wird hier bei Bezug auf ausländische Verfahren entsprechend genutzt. Als Plural hat sich auch im deutschsprachigen Raum «Metrics» etabliert.

Metric-Wert: Der Messwert einer Metric.

Index: Eine Kenngrösse, die den Zustand einer oder mehrerer Eigenschaften anzeigen soll. Meist eine Rechenvorschrift.

Index-Wert: Der Messwert eines Index.

Multimetrischer Index: Ein Index, dessen Berechnung auf der Nutzung mehrerer Kennwerte beruht.

Parameter: Sehr variabel anwendbarer Begriff. Eine beliebige Grundgrösse, die eine Eigenschaft einer Einheit beschreibt.

Einflussfaktoren: Direkte und indirekte Einflüsse (z.B. Einträge oder auch Prozesse), die auf etwas einwirken (hier: auf Gewässer).

Indikator: Ein Parameter oder eine Parametergruppe, die den Zustand eines Gesamtsystems anzeigt. Wird teilweise auch weniger spezifisch verwendet.

2.2.2 Vergleich mit einem Referenzzustand

Die erfassten und beschriebenen oder auch nur indizierten Gewässerparameter sollen in der Regel nach ihrer Grösse und Qualität mit Referenzgrössen verglichen werden, welche Aussagen über Belastungen, Defizite oder über die Entwicklung des Gewässers erlauben. Diese Referenzgrössen können absolute Grössen sein (z.B. Stoffkonzentrationen), Grössenbereiche oder qualitative Aspekte (typische Besiedlungszusammensetzung). Die gewählten Referenzzustände können einen praktischen Bezug haben (z.B. Toxizitätsgrenzen), sie können einen Ausgangszustand, einen Zwischen- oder einen Zielzustand (Erfolgskontrollen) repräsentieren. Oftmals wird ein weitgehend unbelasteter bzw. unbeeinflusster *natürlicher* Zustand als Referenz definiert. Dieser Zustand lässt sich anhand der Rekonstruktion historischer Verhältnisse des untersuchten Gewässers (*historische Referenz*) oder durch den Vergleich mit unbelasteten Gewässerstrecken desselben Typs mit ähnlichen Randbedingungen (*aktuelle Referenz*) beschreiben. Letzteres setzt voraus, dass der natürliche Gewässertyp des

untersuchten Gewässers und der Vergleichsgewässer ausreichend scharf definiert ist. Wo die Veränderungen des Gewässerzustands nicht mehr reversibel sind oder beeinträchtigende Nutzungen nicht aufgegeben werden sollen, kann eine Beschreibung des besten unter anhaltender Nutzung erreichbaren Zustands (operationales Entwicklungsziel) als Referenzzustand erarbeitet werden.

2.2.3 Fließgewässertypisierung

Um den Referenzzustand zu evaluieren, der ein naturnahes bzw. nur wenig beeinflusstes Gewässer repräsentiert, muss der Charakter des untersuchten Gewässerabschnitts definiert und einem bestimmten natürlichen Fließgewässertyp zugeordnet werden können, der bekannte abiotische Ausprägungen und biogeografische Eigenschaften aufweist. Eine aussagekräftige Gewässerbewertung geschieht durch den Vergleich des Zustands der Komponenten von Gewässerabschnitten des gleichen Gewässertyps. Die Typisierung der Fließgewässer kann sich auf geographische, geomorphologische oder geologische Charakteristika beziehen, sie kann aber auch biozönotische und biogeographische Aspekte beinhalten.

2.2.3.1 Fließgewässertypisierung der Schweiz

Die Schweizer Fließgewässertypisierung ordnet jeden Gewässerabschnitt des Gewässernetzes anhand von fünf Kriterien mit jeweils zwei bis fünf Klassen einem Gewässertyp zu:

- biogeographische Region (Jura, Mittelland, Alpennordflanke, Zentralalpen, Alpensüdflanke)
- Höhenlage (kollin, montan, alpin)
- mittlerer jährlicher Abfluss (klein, mittel, gross)
- Gefälle (flach, mittelsteil, steil)
- Geologie (karbonatisch, silikatisch)

Dies führte zur Definition von insgesamt 54 Fließgewässertypen. Die grossen Flüsse der Schweiz sind separat ausgewiesen; Sondertypen mit speziellen Ausprägungen werden als Einzelfälle behandelt. [BAFU 2013].

Die erste Wegleitung zur Fließgewässertypisierung der Schweiz [SCHAFFNER, PFAUNDLER, GÖGGEL, HELG, ASCHWANDEN, BAFU 2013] konnte noch nicht in die bereits zuvor verfassten Methoden des Modul-Stufen-Konzepts (MSK) zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer integriert werden. Das MSK-Modul Makroinvertebraten, Stufe F [STUCKI 2010] unterscheidet allerdings schon nach Gewässern/Gewässerabschnitten unterschiedlicher Höhenlagen. In Zukunft soll die Beurteilung der Gewässer im Vergleich mit einem naturnahen, typspezifischen Referenzzustand ermöglicht werden, bei der die Gewässer hinsichtlich ihrer Abweichung von diesem Referenzzustand bewertet werden können [SCHAFFNER, et al. 2013]. Dieser Ansatz ist auch relevant im Rahmen der Erhebungen der Nationalen Beobachtung der Oberflächengewässer-Qualität (NAWA). Naturnahe Referenzstellen sind im Messnetz NAWA TREND bisher noch unterrepräsentiert, eine entsprechende Ergänzung mit zukünftigen Referenzstellen und v.a. auch mit Referenzstellen in grösseren (nicht bewatbaren) Fließgewässern sollte geprüft werden.

Eine standardisierte Typologie ist bis zu einem mittleren Abfluss (MQ) von 50 m³/s und bis zu Flussordnungszahlen von 6 ausgearbeitet (Tab. 2.3). Grössere Fließgewässer werden pauschal der Kategorie «grosse Flüsse» zugeordnet.

Tab. 2.3: Kriterien für die Schweizer Fließgewässertypisierung [nach SCHAFFNER et al., 2013].

Biogeographische Region	Jura	Mittelland	Alpen Nordflanke	Zentralalpen	Alpen Südflanke
Höhenlage	< 600 m.ü.M. 600–1800 m.ü.M.		< 600 m.ü.M. (kollin) 600–1800 m.ü.M. (montan) > 1800 m.ü.M. (alpin)		
Abfluss (MQ)	< 0,05 m ³ /s (klein) 0,05–1 m ³ /s (mittel) > 1 m ³ /s (gross)				
Gefälle	< 0,5 % (flach) 0,5–5 % (mittelsteil) > 5 % (steil)				
Geologie	karbonatisch		karbonatisch silikatisch		
Grosse Fließgewässer					
Grosse Flüsse	MQ > 50 m ³ /s; FLOZ 6–9 (Richtwerte)				
Sondertypen	spezielle Ausprägungen (nach Bedarf)				

2.2.3.2 Fließgewässertypisierung in der EU

In Deutschland und Österreich orientiert sich die Bewertung von Fließgewässern an typspezifischen biologischen Referenzzuständen. Grundlage der Bewertung ist daher auch hier eine biozönotisch begründete Fließgewässertypologie. Für Deutschland werden 24 Fließgewässertypen unterschieden:

- vier für die Alpen und das Alpenvorland
- acht für das Mittelgebirge
- acht für das Norddeutsche Tiefland
- vier Ökoregion unabhängige Typen

Für Österreich gibt es eine biozönotisch orientierte Fließgewässertypisierung [MOOG 2001], die auf geoökologischen Milieufaktoren basiert [FINK & al 2000]. Es gilt der sog. *Fließgewässertyp-/Bioregionsspezifische Ansatz*, ein flächendeckendes, modular aufgebautes Bewertungssystem mit einer gewässertypspezifischen Differenzierung des Untersuchungsgebiets und des Bewertungsverfahrens [OFENBÖCK et al. 2015]. Der Ansatz orientiert sich an *Fließgewässer-Bioregionen* [MOOG ET AL. 2001, SCHMIDT-KLOIBER et. al. 2001, SCHMIDT-KLOIBER 2002] und soll – durch die Ausweisung von Gebietsteilen zu Bioregionen – die Variabilität der anwendbaren biologischen Kenngrößen (Indices, Metrics, etc.) für das Bewertungssystem deutlich verringern und somit die Trennschärfe der Ergebnisse erhöhen.

Die Fließgewässer-Bioregionen (zu vergleichen mit den biogeografischen Regionen in der Schweizer Typologie) enthalten sowohl geografische als auch geologische Komponenten. Auf eine Differenzierung in Höhenlagen wird auf dieser Stufe zunächst verzichtet. Wie in der Schweiz wird die bioregionsspezifische Typisierung bei Flüssen ab einem MQ von 50 m³/s, zusätzlich bei einer Einzugsgebietsgrösse ab 2500 km² und einer FLOZ (Flussordnungszahl) von 7 und höher aufgegeben. Auch hier fallen alle für die vorliegende Betrachtung relevanten Objekte entsprechender Grösse unter die Rubrik *grosse (alpine) Flüsse*.

Da Bioregionen für die Bewertung noch zu heterogen sind, werden zur weiteren Unterteilung der Bioregionen die *saprobiellen Grundzustände* [STUBAUER & MOOG 2002, 2003] als Typologiekriterium herangezogen. Als Fliessgewässertyp wird somit die Kombination von Bioregion und saprobiellem Grundzustand verwendet. Bei Gewässertypen mit unterschiedlichen Grundzuständen für Sommer und Winter sind die Winterwerte massgeblich. Über diesen Ansatz hinaus wird für die Bewertung des ökologischen Zustands von Gewässerabschnitten auch noch eine sogenannte *innere Differenzierung*, d.h. eine Unterteilung der Fliessgewässertypen in noch kleinere Einheiten, die sich nach Einzugsgebietsgrösse, Seehöhenklasse und Fischregion untergliedern lassen, vorgenommen [OFENBÖCK, MOOG, HARTMANN & STUBAUER 2010].

Ähnliche Typologien sind auch für andere Länder der EU ausgearbeitet, oft aber noch in der Testphase. Auch für einzelne grosse Fliessgewässer wurden flussspezifische Typologien vorgeschlagen. So erarbeiteten SOMMERHÄUSER et al. [2003] eine typologische Gliederung der Donau, die auf der bioregionalen Zugehörigkeit ihrer Teilstrecken beruht. Eine ähnliche Typologie wurde von POTTGIESSER & HALLE [2004] für den Rhein erarbeitet.

2.2.3.3 Sondertypen

Innerhalb der grossräumig unterscheidbaren Fliessgewässertypen lassen sich im Längsverlauf oft noch einmal Abschnitte spezieller Ausprägungen unterscheiden. Zunächst sind auch diese nur abiotischer Natur und werden z.T. auch im Rahmen der Fliessgewässertypisierungen in der Schweiz, in Deutschland und Österreich als «Sondertypen» angesprochen [OFENBÖCK et al. 2010, SCHAFFNER et al. 2013]. Sie werden definiert als «... *Gewässerabschnitte mit standortbedingten spezifischen Merkmalen, die sich bezüglich ihrer Lebensräume und entsprechenden Lebensgemeinschaften stärker von den Fliessgewässern ihres «eigenen» Typs als von Abschnitten desselben Sondertyps innerhalb eines anderen Fliessgewässertypen unterscheiden...*» [SCHAFFNER et al. 2013]. Hierunter fallen insbesondere Flussstrecken unterhalb eines Sees (Seeabflüsse), welche einen sehr eigenen Charakter und entsprechend eigene Biozönosen aufweisen. Die Sondertypen sind jeweils separat zu unterscheiden und zu definieren [SCHAFFNER et al. 2013, OFENBÖCK et al. 2010].

2.2.3.4 Nachhaltig veränderte oder intensiv genutzte Gewässer

Für die Fliessgewässertypologie werden Fliessgewässer natürlicher oder zumindest naturnaher Ausprägung herangezogen, weil nur mit ihnen die Bestimmung von natürlichen Referenzhabitaten und deren Referenzbiozönosen sinnvoll ist. Fliessgewässeruntersuchungen finden allerdings in den seltensten Fällen an natürlich verbliebenen Fliessgewässern statt. Daher ist es zielführend, für die Untersuchungs- und Bewertungspraxis auch die anthropogenen Belastungen der Fliessgewässer zu klassifizieren, insofern diese Belastungen nachvollziehbare oder bereits bekannte Effekte auf die aquatischen Lebensgemeinschaften besitzen. Die nachhaltig veränderten oder intensiv genutzten Gewässer sollten dann auch mit Gewässertypen verglichen werden, in denen die nachhaltig veränderten Parameter (z.B. Abflussgrösse) ähnliche Grössenordnungen besitzen. Damit kann das ökologische Potenzial, dass dieser Gewässerabschnitt auch unter anhaltender Nutzung besitzt, deutlicher herausgearbeitet werden. Im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie werden entsprechende Gewässer, für die aufgrund des Nutzungsschutzes eine Rückführung in einen

naturnahen Zustand nicht mehr in Frage kommt, unter der Kategorie *erheblich veränderte Wasserkörper* (heavily modified water bodies) geführt.

2.2.1 Makroinvertebraten als Indikatoren des Gewässerzustands

2.2.1.1 Zeigerfunktion des Makrozoobenthosbesiedlung für verschiedene Gewässerparameter

Die Makrozoobenthosbesiedlung erlaubt sowohl anhand ihrer Zusammensetzung als auch anhand der Besiedlungsdichten ihrer Komponenten Rückschlüsse auf die Grösse, durchschnittlichen Werte und Extrema verschiedener Parameter eines Gewässers. Die Ausprägung der Benthosbesiedlung integriert dabei im Gegensatz zu Einzelmessungen den Einfluss dieser Parameter über einen längeren Zeitraum. Das Vorkommen eines Taxons zeigt an, dass bestimmte Parametergrössen, die ausserhalb des Toleranzbereichs des Taxons liegen, über längere Zeiträume nicht aufgetreten sind (wobei allerdings Wiederbesiedlungsvorgänge berücksichtigt werden müssen). Die Taxazusammensetzung bzw. die Anteile einzelner Taxa an der Besiedlung zeigen, dass bestimmte Parametergrössen ihr Vorkommen gegenüber dem anderer Taxa gefördert oder behindert haben. Anders als die Bewertung des Gewässerzustands anhand von Referenzzönosen ist die parameterbezogene Indikation weitgehend unabhängig vom Gewässertyp, da hier nur die vorhandenen Taxa die Bewertung bestimmen, nicht aber das Fehlen von Taxa.

Die Aussagekraft und Differenziertheit der Indikation hängt in starkem Masse von der Bestimmungstiefe hinsichtlich der Benthoszusammensetzung ab. Ausführliche Listen mit dem Indikatorwert und Gewichtungen der Indikatoreigenschaften wurden bereits von KOLKWITZ & MARSSON [1909] für die tierischen Saprobier erstellt. Eine Vielzahl darüberhinausgehender Indikatoreigenschaften, wie Strömungspräferenz, Ernährungstyp oder biozönotische Region, wurden bei neueren Listen berücksichtigt [MOOG 1995, 2002; MAUCH et al. 2003].

Zumindest die kleineren und mittelgrossen Fliessgewässer zeigen im natürlichen Zustand ein sehr gewässertypspezifisches Artenspektrum, das als eigene Referenzbiozönose beschrieben werden kann. Das Fehlen von Indikatorarten in bestimmten Fliessgewässertypen kann unterschiedliche Defizite anzeigen:

- Vorliegen einer stofflichen oder physikalischen Belastung, welche die Indikatorart nicht toleriert
- Fehlen eines Lebensraumfaktors oder er ist in zu geringem Masse vorhanden (z.B. Sauerstoff), so dass die Art den Lebensraum meiden muss
- Fehlen einer spezifischen Nahrungsquelle
- Fehlen eines Habitats, auf welches die Art spezialisiert ist (strukturelle Defizite), oder es ist so stark verändert, dass die Besiedlung erschwert ist
- notwendige Habitate der Art sind durch ständige Veränderungen nicht oder zeitweise nicht mehr besiedelbar (z.B. zu wenig Restwasser, Schwall/Sunk, Sedimenteintrag durch Stauraumspülungen, Verstärkung der Hochwasseramplituden durch Regulierung)
- die Art wird von anderen Arten auskonkurriert (Nahrungs-, Lebensraumkonkurrenz) oder gefressen
- Schwächung oder Vernichtung einer Art durch Krankheiten oder Parasiten

2.2.1.2 Funktionelle Gruppen

Insbesondere bei grossräumigen Untersuchungen und Vergleichen im überregionalen Massstab (gemeinsame Betrachtung unterschiedlicher Gewässersysteme, Gewässertypen und Bioregionen) ist es oft zielführend, die Benthosbesiedlung nicht nur auf taxonomischer Ebene, sondern auch hinsichtlich unterschiedlicher funktioneller Gruppen oder Lebensformtypen zu betrachten. Dabei wird berücksichtigt, dass bestimmte Lebensformtypen und funktionelle Gruppen mit bestimmten Gewässertypen und auch Gewässerbelastungen korrelieren, die Zusammensetzung der Arten in diesen Gruppen aber je nach Gewässereinzugsgebiet und Bioregion unterschiedlich sein kann.

2.2.1.3 Belastungsformen und ihre Wirkung auf das Makrozoobenthos

Veränderungen der Gewässerstruktur und des Abflusscharakters haben wesentlichen Einfluss auf die Häufigkeit, Verteilung und Ausprägung der Benthos-Habitate und die Eigenschaften der ursprünglichen Fliessgewässertypen gehen verloren. Diese Einflüsse sind in der Regel in gut besiedelbaren und nutzbaren Flusstälern – also vor allem in Flussabschnitten mit höheren Flussordnungszahlen – erheblich grösser als in den steileren. Stoffliche und hydrologische Belastungen wirken sich in der Regel auf grössere Fliesstrecken aus oder summieren sich im Gewässerverlauf. Mit der Veränderung des Habitatangebots und der stofflichen Belastung ändert sich auch das Besiedlungs- und Reproduktionspotenzial für die Makroinvertebraten.

Das Mass von Veränderungen – sowohl hinsichtlich der Habitate als auch ihrer typischen Besiedlung – kann mit einem Vergleich zur historischen oder zu einer geeigneten aktuellen Referenz beschrieben und bewertet werden. Liegen keine entsprechenden Referenzen vor, so können Veränderungen zumindest durch die Ergebnisse langjähriger Untersuchungsreihen dokumentiert und interpretiert werden [ORTLEPP et al. 2013].

Belastungs-Wirkungen zeigen sich in kleinen Fliessgewässern oft über die gesamte Gewässerbreite und über grosse Strecken hinweg, während sie in grossen Fliessgewässern manchmal nur lokal bemerkbar sind und lediglich relative Veränderungen im Habitatangebot und der Artenzusammensetzung hervorrufen. Besonders nachhaltig in ihrer Wirkung auf alle Grössen von Fliessgewässern sind Regulierungsmassnahmen, durch die ein grosser Teil der ursprünglichen Habitatvielfalt (z.B. die Auen und Flachwasserbereiche grosser Fliessgewässer) verloren geht. Mit ihr verschwinden auch spezialisierte Arten. Fehlen dem Fliessgewässer zusätzlich noch naturnah verbliebene Abschnitte, die als ökologische Trittsteine wirken können und eine Strahlwirkung auf ober- und unterhalb liegende Abschnitte zeigen, kann ein Teil der angestammten MZB-Arten völlig verloren gehen [REY et al. 2015].

In der folgenden Tabelle 2.4 sind ausgewählte Belastungsformen, ihre Wirkung auf die Umgebungsfaktoren und Habitate sowie auf das MZB zusammengestellt.

2.2.2 Referenzbiozöosen

Zur Bewertung des Zustands der aktuellen Zoobenthosbesiedlung wird deren Zusammensetzung mit einer Referenzbiozönose verglichen, also eine möglichst natürliche und anthropogen unbeeinflusste Lebensgemeinschaft, die historisch an derselben Stelle vorkam oder in vergleichbaren Gewässerabschnitten desselben oder anderer Fliessgewässer noch vorkommt.

Tab. 2.4: Zusammenstellung verschiedener Belastungsformen, die daraus folgende Veränderung der Umgebungsfaktoren und Wirkung auf die Makrozoobenthos-Gesellschaft kleiner und grosser Fließgewässer.

Belastungsformen & Veränderung der Umgebungsfaktoren	Wirkungen auf das Makrozoobenthos (MZB)	
	in kleinen Fließgewässern	in grossen Fließgewässern
strukturelle Belastung		
Fließgewässer-Regulierung → Habitatmonotonisierung	Starker Rückgang der MZB-Artenzahlen und -Dichten im <u>ganzen</u> Gewässer	Verlust der Auenarten. Rückgang und Veränderung der relativen Häufigkeiten der MZB-Arten. Förderung von Generalisten
Uferverbau → Habitatverlust	Starker Rückgang der MZB-Artenzahlen im <u>ganzen</u> Gewässer	Rückgang der uferassoziierten MZB-Artenzahlen und -dichten
Kontinuumsunterbrechung → Aufstau und Hindernis	Veränderung der relativen Häufigkeiten der MZB-Arten. Zunahme limnischer und Abnahme rheophiler Arten. Einschränkung der Wanderbewegungen hololimnischer Arten (Unterbrechung des Individuenaustauschs, v.a. aufwärts)	
Hydrologisch-hydraulische Belastung		
Schwall und Sunk → starker Energieeintrag und –rückgang; starke Sohlbewegungen und Kolmationserscheinungen (→ Habitatverlust)	Verdriftung, mechanische Verletzungen, Strandung → weitgehend MZB-freie Abschnitte	Verdriftungs- und Strandungsphänomene. Starke MZB-Ausdünnung, Veränderung der relativen Artenzusammensetzung zugunsten strömungstoleranter Arten
Schifffahrt → starke Sohlbewegungen und/oder Kolmation, Trübung, kein Aufwuchs (→ Habitatverlust)	---	Rückgang der sessilen und halbsessilen Arten und der Weidegänger; Förderung strömungstoleranter Arten
Geringe Restwassermengen → Habitatverlust, Kontinuumsunterbrechung, Veränderung des Temperaturregimes	Rückgang bis Verlust der MZB-Besiedlung, relative Zunahme der strömungssensiblen MZB-Arten	Rückgang der Gesamtbesiedlung aber Zunahme der MZB-Dichten, Zunahme der strömungssensiblen MZB-Arten
Auen-Entwässerung	Starker Rückgang der Artenzahlen und MZB-Dichten Rückgang der Gesamtbesiedlung	
Stoffliche Belastung		
Eintrag von Schadstoffen (PSM, Chlorid, andere Stoffeinträge)	Vergiftungen → Veränderung der MZB-Zusammensetzung	Vergiftungen → Lokale Veränderung der MZB-Zusammensetzung (<i>oftmals auf ein Ufer beschränkt</i>)
Eintrag von Spurenstoffen und hormonäquivalenten Stoffen	Veränderung der Reproduktion → Veränderung der MZB-Zusammensetzung	Veränderung der Reproduktion → Lokale Veränderung der MZB-Zusammensetzung
Nährstoffeintrag → Überdüngung	Starke Vermehrung der Verschmutzungs- und Trophie-Indikatoren im ganzen Gewässer oder über grössere Abschnitte	Lokale oder abschnittsweise Vermehrung der Verschmutzungs- und Trophie-Indikatoren
Physikalische Belastung		
Thermische Erwärmung (Kühlwasserrückleitung) → ganzjährig höhere Wassertemperaturen	Veränderung der Reproduktionszeiten, Veränderung des Artenspektrums im gesamten Gewässer; Begünstigung (Reproduktion) temperatursensibler Neozoen	Lokale oder abschnittsweise Veränderung der Reproduktionszeiten, Veränderung des Artenspektrums; Begünstigung (Reproduktion) temperatursensibler Neozoen
Trübung (durch Schwall, Schifffahrt u.a.) → Partikeldrift, Lichtfilterung → Verlust der Primärproduktion	Veränderung des Artenspektrums im gesamten Gewässer; Verlust der pflanzenassoziierten Arten	Abschnitts- oder wassertiefenabhängige Veränderung des Artenspektrums; Rückgang pflanzenassoziierten Arten
Sonstige Belastungsformen		
Neozoenverschleppung durch unterschiedliche Vektoren → Frassdruck, Konkurrenzphänomene	Kaum Ausbreitung in kleinere Fließgewässer, daher nur wenige Auswirkungen bekannt	z.T. radikale Veränderung des Artenspektrums und der Besiedlungsdichten, Rückzug angestammter Arten auf habitatreiche biol. Trittsteine

2.2.2.1 Kriterium: Gewässertyp

Für die Bewertung des Gewässerzustands muss eine Referenzbiozönose immer für einen bestimmten Gewässertypus festgelegt werden. Dies ist erforderlich, da die Abweichung der aktuellen Besiedlung vom Referenzzustand jeweils den Zustand eines Gewässerabschnitts im Hinblick auf unterschiedliche Einflüsse und Veränderungen anzeigen soll und nicht die Unterschiede zwischen den Besiedlungen völlig unterschiedlicher Gewässertypen.

2.2.2.2 Kriterium: Taxonomische Zusammensetzung – traits (Lebensformen, Benthosmerkmale)

Die meisten auswertbaren Informationen enthalten eine Definition der Referenz gemäss der qualitativen und quantitativen *taxonomischen* Zusammensetzung einer Biozönose. Dabei ist eine Angabe der Zusammensetzung auf Artniveau am aussagekräftigsten, für grobere oder grossräumige Vergleiche kann aber auch ein weniger differenziertes taxonomisches Niveau herangezogen werden. Für einzelne Betrachtungsweisen oder geographisch sehr weiträumige Vergleiche kann die Zusammensetzung der Referenzbesiedlung auch nach Lebensformen oder anderen Benthosmerkmalen (*traits*) definiert werden. Dabei sind die Informationen für eine solche Betrachtung natürlich auch bei einer Definition der Referenz auf taxonomischer Ebene mit enthalten.

2.2.2.3 Kriterium: Vergleichszustand – Ausgangszustand – Zielzustand

Prinzipiell kann jeder Zustand einer Biozönose als Referenzzustand herangezogen werden. Beschrieben werden dann die *zeitlichen Veränderungen* im betreffenden Gewässerabschnitt oder die *lokalen Unterschiede* zwischen den Benthoszönosen des entsprechenden Gewässertyps. Eine Bewertung dieser Veränderungen oder Unterschiede ist dabei kaum möglich.

Eine *Bewertung* des Zustands einer Biozönose erfordert die Definition einer Referenz, welche einen Zielzustand verkörpert. Dieser Zielzustand kann ein vergangener Zustand sein (Wiederherstellung), ein aktueller Zustand (Erhaltung) oder ein zukünftiger Zustand. In der Regel wird als Referenzbiozönose eine *gewässertyp-spezifische naturnahe Benthosbesiedlung* gewählt. Diese hat neben der Berücksichtigung von Gewässerschutzaspekten den Vorteil, einen Gewässerzustand mit dem grösstmöglichen natürlichen Nutzungspotenzial zu repräsentieren.

Eine gewässertyp-spezifische naturnahe Benthosbesiedlung kann erschlossen werden anhand von gering beeinflussten Gewässerstrecken des jeweils entsprechenden Gewässertyps (aktuelle natürliche Referenz) und/oder durch Rekonstruktion eines früher unbelasteten Zustands nach historischen Angaben oder Sammlungen (historische Referenz).

Die Beschreibung der Zusammensetzung einer solchen naturnahen Benthosbesiedlung sollte für alle Gewässertypen erarbeitet werden, auch wenn eine solche Besiedlung als Zielzustand in vielen stark veränderten oder weiterhin stark genutzten Gewässern nicht (mehr) zu erreichen ist. Der Bezug auf eine natürliche Besiedlung ermöglicht eine breite Anwendung der entsprechenden Referenz. Für dauerhaft veränderte oder intensiv genutzte Gewässer kann dabei ein von der natürlichen Referenzbesiedlung abweichender Zielzustand definiert werden.

Die potenzielle natürliche Besiedlung ist die Besiedlung, die sich einstellen würde, wenn zukünftig anthropogene Einflüsse am Gewässer unterblieben. Die potenzielle natürliche Besiedlung ist damit der natürlichen Referenzbesiedlung ähnlich, berücksichtigt aber alle irreversiblen Veränderungen der

Benthoszönose wie z.B. Aussterben bestimmter Arten, Besiedlung durch gebietsfremde Arten, aber auch irreversible Änderungen am Gewässer selbst.

2.2.2.4 Naturnahe Referenzbesiedlung in der Gesetzgebung

Die Schweizer Gewässerschutzverordnung schreibt in Anhang 1 vor, dass «*die Lebensgemeinschaften von Pflanzen, ... Tieren und Mikroorganismen oberirdischer Gewässer ... eine Vielfalt und eine Häufigkeit der Arten aufweisen, die typisch sind für nicht oder nur schwach belastete Fließgewässer des jeweiligen Gewässertyps*».» Daraus ergibt sich für den Vollzug des Gewässerschutzes die Notwendigkeit zur Definition von Gewässertypen und zur Charakterisierung der dazugehörigen typischen (i.e. natürlicherweise darin lebenden) Lebensgemeinschaften [SCHAFFNER et al. 2013].

Die meisten Methoden zur Beurteilung der Gewässergüte der EU-Länder, aber auch der USA und Australiens beruhen auf einem Vergleich der aktuellen Besiedlung mit einer gewässertypspezifischen Referenzbesiedlung (ungestörter Zustand) z.B. PERLA [BIRK & HERING, 2002], RIVPACS [MURRAY-BLIGH et al., 1997], STAR-AQEM [FURSE et al., 2006]. Die Differenz zwischen natürlicher Referenz und aktuellem Zustand der Biozönose führt zur Beurteilung des Gewässerzustands und zur Ableitung eines Massnahmenbedarfs. Dies setzt fast unumgänglich eine vorangehende Definition von gewässertypspezifischen Referenzzönosen voraus.

2.2.3 Bewertung des biologischen Gewässerzustands

Die Bewertung der Ergebnisse einer Gewässeruntersuchung erfordert die vorgängige Definition eines Referenzzustandes. Dafür ist an erster Stelle die Ausarbeitung einer Gewässertypisierung anhand natürlicher Gewässertypen erforderlich. Häufig wird auch die Ausarbeitung von Referenzzuständen bei anhaltender Gewässernutzung bzw. unter Berücksichtigung irreversibler Änderungen bestimmter Gewässerparameter erforderlich sein. Ohne solche Referenzen sind allenfalls Entwicklungen beschreibbar, die jedoch nicht bewertbar bleiben.

Die Bewertung des Gewässerzustands hängt davon ab, wie stark der aktuelle Gewässerzustand von dem Vergleichs- oder Zielzustand abweicht:

1. Abweichung vom natürlichen Zustand: Der ökologische Zustand wird anhand des Grads der Abweichungen von gewässertypspezifisch definierten Referenzbedingungen für das Vorkommen und die Häufigkeit von Pflanzen und Tieren, für physikalisch-chemische Bedingungen (wie Nährstoffe, Sauerstoff, Temperatur und pH-Wert) und für die Hydromorphologie bestimmt.
2. Feststellung von Belastungen: Der Grad von Belastungen (Ausmass, Häufigkeit) und das Überschreiten von national geltenden Umweltqualitätsnormen für regional relevante Schadstoffe bestimmt die Bewertung.

Die Zuordnung eines Zustands- oder Belastungsindex-Wertes zu einer Zustandsklasse erfolgt häufig durch eine regelmässige Aufteilung der gesamten Skala des jeweiligen Index. Ökologisch aussagekräftiger, aber auch aufwendiger, ist die Festlegung von Klassengrenzen unter Berücksichtigung der relativen gefundenen Häufigkeiten der Werte des Index. Am aussagekräftigsten ist eine Klasseneinteilung nach ökologischer Relevanz des Wertes von Zustands- oder Belastungsindizes [BIRK et al. 2012]. Dies wird aber aufgrund des hohen Aufwands sehr selten realisiert.

2.2.4 Ökologischer Gewässerzustand und Systemkomponenten

Eine Interpretationsstufe über dem biologischen steht der ökologische Gewässerzustand – im Folgenden immer als integraler Zustand eines einheitlichen Gewässerabschnitts verstanden. Er lässt sich beschreiben durch:

- regelmässig (saisonal) wiederkehrende natürliche Eigenschaften der Systemkomponenten des Gewässers
- auf das Gewässer wirkende anthropogene Einflüsse
- historische Veränderungen des Gewässers und seiner Biozöosen

Zur Beschreibung und Bewertung des ökologischen Gewässerzustands gehört somit ein grösseres Spektrum verschiedener biologischer und abiotischer «Systembausteine», wovon die Makrozoobenthosbesiedlung nur eine ist. Die Schweizer Untersuchungspraxis trägt diesem Spektrum mit dem Modul-Stufen-Konzept Rechnung. Die einzelne Komponente wird hier als Modul bezeichnet. In der EU-Wasserrahmenrichtlinie finden wir eine Entsprechung in den sog. Qualitätselementen.

Für eine umfassende Beschreibung und Bewertung des ökologischen Gewässerzustands müssten alle wichtigen Komponenten herangezogen werden. Wenn sich aber eine Komponente als besonders guter Indikator für den Gewässerzustand herausstellt, kann theoretisch auf einige der anderen verzichtet werden. Das gilt vor allem für übergeordnete abiotische Komponenten wie die Hydromorphologie, den Wasserhaushalt und die Wasserchemie, die sich direkt auf die Siedlungsmöglichkeiten der biologischen Komponenten auswirken. Umgekehrt lassen sich aus dem Zustand der biologischen Komponenten eingeschränkt Rückschlüsse auf die Qualität abiotischer Parameter ziehen. Der biologische Gesamtzustand eines Gewässerabschnitts allein lässt sich anhand des Zustandes seiner charakteristischen gewässer- und auenbewohnenden Biozöosen beschreiben.

2.3 Untersuchungsablauf

Das Kapitel soll den prinzipiellen Ablauf einer Gewässerzustandsuntersuchung anhand der Makrozoobenthosbesiedlung darstellen. Dieser Ablauf kann bei der Untersuchung grosser Fließgewässer auf verschiedene Schwierigkeiten stossen, Einschränkungen unterliegen oder individuelle Modifikationen erfordern (Abb. 2.2). Die einzelnen Schritte können dabei für eine Untersuchung teilweise in Form einer generellen Methodenentwicklung vorweggenommen sein, müssen aber letztendlich alle vorhanden sein.

2.3.1 Fragestellungen, Untersuchungsziele und Untersuchungstypen

Vor jeder Gewässeruntersuchung müssen deren grundlegende Fragestellungen und Zielsetzungen bekannt sein. Sie bestimmen die Untersuchungsobjekte, die Wahl der Untersuchungsstellen, die Untersuchungszeitpunkte und die Methoden. Wenn die ursprünglichen Ziele der Untersuchung modifiziert oder ergänzt werden sollen, muss abgewogen werden, ob auch die einzelnen Untersuchungsinhalte abgeändert oder ergänzt werden müssen.

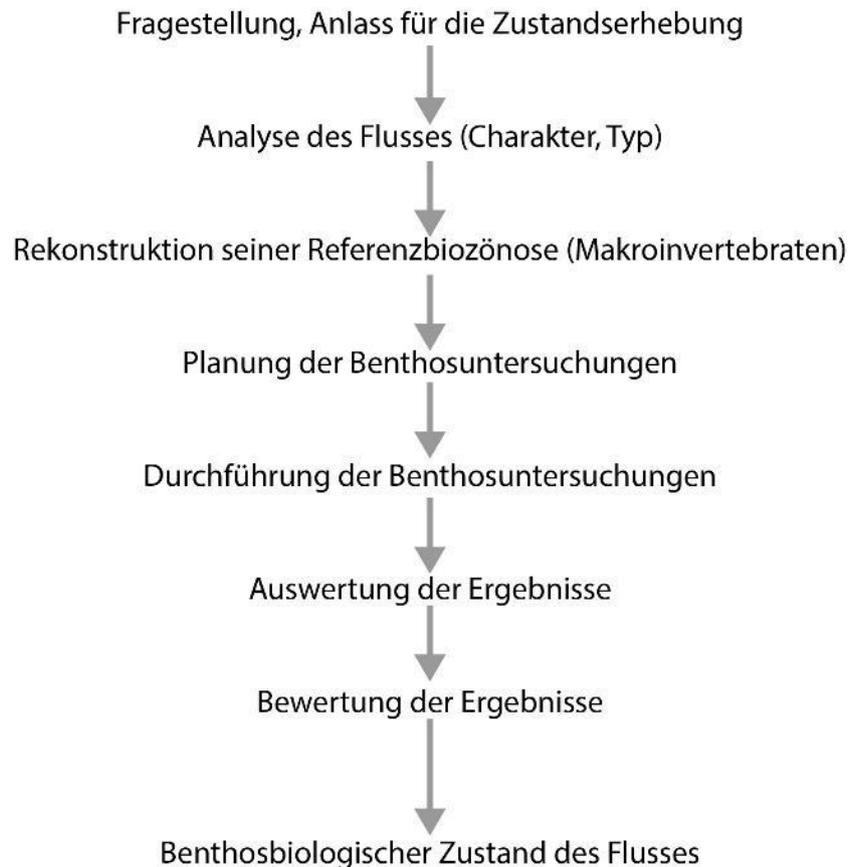


Abb. 2.2: Schritte zur Erhebung des biologischen Gewässerzustands eines Flusses mithilfe seiner Makroinvertebraten (Makrozoobenthos).

Benthosbiologische Untersuchungen dienen keinem Selbstzweck, sondern dem Informationsgewinn. Als Eingriff ins Gewässer dürfen sie nur dann durchgeführt werden, wenn Information benötigt wird, um daraus z.B. eine Handlungsentscheidung abzuleiten oder Information für spätere Vergleiche zu sichern. Die Untersuchung der Gewässer obliegt den Kantonen, diese können den Auftrag weitergeben, nachdem entsprechender Abklärungsbedarf formuliert und begründet wurde.

Beispiele für einen solchen Abklärungsbedarf:

- Frage nach dem faunistischen Inventar, der Biodiversität u.a.
- Frage nach Art und Bedeutung von Belastungen
- Bewertung des Gewässerzustands mittels Benthoszusammensetzung
- Frage nach Belastungsquellen
- Frage, ob Handlungs- bzw. Massnahmenbedarf für Verbesserungen besteht
- Frage ob Massnahmen erfolgreich waren oder richtig durchgeführt wurden (Wirkungs-, Massnahmenkontrolle)
- Frage, ob und wodurch ökologischer Schaden entstanden ist

Untersuchungen ohne eigentlichen Abklärungsbedarf werden z.B. zu Lehrzwecken/ in der Fachausbildung durchgeführt.

Beispiele für zusätzliche Ansprüche an Untersuchungen:

- Vergleichbarkeit mit früheren Untersuchungen
- Vergleichbarkeit mit regionalen Untersuchungen
- Vergleichbarkeit mit internationalen Untersuchungen
- Nutzbarkeit für weitere Auswertungen
- Kostenüberlegungen

Die Ziele von Untersuchungen können von der Erfassung eines einzelnen Belastungsfaktors an einer einzigen Gewässerstelle bis zum Langzeitmonitoring des Gewässers mit einem grossen Spektrum von Parametern reichen. Für die Planung biologischer Untersuchungen sollte bedacht werden, dass die natürlichen Schwankungsbereiche biologischer Systeme beträchtlich sind und dass deshalb Redundanzen und Mehrfachuntersuchungen die Qualität und Repräsentativität der Ergebnisse deutlich erhöhen können. Zudem kann auch ein gewisser Mehraufwand lohnend sein, da mit zusätzlichen Informationen oft auch noch weitergehende Fragen beantwortet werden können.

Zielebenen benthosbiologischer Untersuchungen:

1. Beschreibung des aktuellen Zustands
2. Bewertung des aktuellen Zustands
3. Beschreibung der Entwicklung des Zustands (Monitoring, Erfolgskontrolle)
4. Ableitung eines Handlungsbedarfs aufgrund des aktuellen Zustands bzw. seiner Entwicklung

Zu jeder Zielebene gibt es eine oder mehrere Aussagemöglichkeiten (vgl. Tab. 2.5).

Tab. 2.5: Beispiele für Untersuchungsziele benthosbiologischer Untersuchungen.

Zielebene →	Beschreibung Erfassung	Bewertung	Monitoring Erfolgskontrolle	Handlungs- bedarf
Aussagemöglichkeiten				
faunistischer Zustand und Biodiversität	x	x	x	
Einflüsse und Belastungen	x	x	x	x
ökologischer Gewässerzustand	x	x	x	x

Zu 1: Die *Beschreibung des aktuellen Zustands* erfordert eine Festlegung der Gewässerparameter, die für den zu untersuchenden Zustand relevant sind. Bei der Erfassung biologischer Indikatoren ist zu bedenken, dass deren Auftreten sich grundsätzlich saisonal ändert, populationsdynamisch bedingten deutlichen Schwankungen unterliegt und die Organismen oftmals lokal konzentriert auftreten. Über die Anwesenheit und Häufigkeit der verschiedenen Organismen hinaus lassen sich mit Hilfe ihrer Indikatoreigenschaften auch die Ausprägung zahlreicher Gewässerparameter (Vorhandensein oder Fehlen geeigneter Habitats und Rahmenbedingungen, Defizite u.a.) erfassen.

Zu 2: Die *Bewertung des aktuellen Zustands* kann auf Grundlage der Taxazusammensetzung, Häufigkeitsklassen der Taxa und Grössenklassen der indizierten Parameter erfolgen. Die Bewertung erfolgt

durch den Vergleich der gemessenen und indizierten Grössen mit einem Referenzzustand. Eine wesentliche Voraussetzung für solche Bewertungen ist die genaue Definition der relevanten Referenzgrössen für alle zu bewertenden Gewässerparameter.

Zu 3: Eine *Beschreibung der Entwicklung des Gewässerzustandes* erfolgt häufig im Rahmen von Erfolgskontrollen für einzelne Massnahmen oder im Rahmen eines auf längere Zeit angelegten Monitorings. Die Entwicklung wird gegenüber einem Ausgangszustand beschrieben. Für eine aussagekräftige Beschreibung der Entwicklung ist es erforderlich, dass die Methoden und untersuchten Parameter von Ausgangs- und Folgeuntersuchungen gleich oder zumindest vergleichbar bleiben.

Zu 4: Die *Ableitung eines Handlungsbedarfs* ergibt sich aus der Diskrepanz von aufgenommenem Istzustand und einem definierten Zielzustand. Dabei ist es von besonderer Bedeutung festzustellen, welche Gewässerparameter die Diskrepanz zum Zielzustand verursacht haben und welche daher durch die Einleitung entsprechender Massnahmen verändert werden müssen.

Durch die Einbeziehung der ökologischen Ansprüche der vorgefundenen Taxa und ihrer Indikatoreigenschaften können verschiedene Kennwerte errechnet werden, die den Zustand und die Schwankungsbreite verschiedener Gewässerparameter beschreiben. Die Abweichungen der Zustandswerte dieser Parameter gegenüber einem angestrebten Zielzustand können meist durch einen berechneten Wert angegeben werden. Aus diesem kann wiederum indirekt ein Handlungsbedarf zur Veränderung einzelner oder mehrerer Einflussfaktoren abgeleitet werden.

Achtung: Die verschiedenen Kennwerte (z.B. Index oder Metric-Werte) sind in der Regel für ein bestimmtes Spektrum von Gewässertypen und Belastungsformen ausgelegt. Ob sie ihre Aufgabe auch bei anderen Gewässern (anderer Typ, andere Bioregion oder Höhenstufe) erfüllen können, sollte in jedem Fall abgeklärt werden, bevor sie zur Bewertung des Gewässerzustands oder zur Ableitung eines Handlungsbedarfs herangezogen werden. In manchen Fällen genügt es, mithilfe vorliegender Untersuchungsergebnisse (z.B. qualitative und quantitative Auswertung von Makrozoobenthosproben) verschiedene Kennwerte berechnen zu lassen und das Ergebnis fachlich zu plausibilisieren.

Eine umfassende Beschreibung und Bewertung des ökologischen Zustands des Gewässers berücksichtigt sowohl die Abweichung der vorgefundenen Benthoszönose vom Zustand einer Referenzbiozönose als auch den durch die Benthosorganismen indizierten Zustand einzelner Gewässerparameter sowie die verschiedenen Einflüsse auf diese Gewässerparameter. Tab. 2.6 fasst die damit verbundenen Überlegungen zusammen.

2.3.1 Weitergehende Erläuterungen zu verschiedenen Untersuchungstypen

2.3.1.1 Erfassen des Zustands anhand seiner Benthosbesiedlung

Die repräsentative Erfassung der Benthosbesiedlung eines Gewässerabschnitts erlaubt Vergleiche zu früheren Besiedlungen desselben Gewässerabschnitts, zur Besiedlung anderer Gewässerabschnitte desselben Gewässers oder zur Besiedlung anderer Gewässer. Voraussetzung für solche Vergleiche ist eine weitgehend adäquate Erhebungsmethode der miteinander verglichenen Besiedlungen. Diese Vergleiche zeigen stets die Auswirkungen des gesamten Komplexes von Einfluss- und Belastungsfaktoren.

Tab. 2.6: Gewässeruntersuchungen anhand der Makrozoobenthosbesiedlung: Untersuchungsziele, Untersuchungstypen und erläuternde Hinweise.

Fragestellung/ Untersuchungstyp	Untersuchungsziele, Möglichkeiten und Einschränkungen	
thematisch	<i>Benthosbesiedlung</i>	Die Benthosbesiedlung kann zur Beschreibung aller folgenden thematischen Faktoren herangezogen werden. Sie kann aber auch der eigentliche Untersuchungsgegenstand sein (Faunistik, Biodiversität). Untersucht werden können einzelne Taxa, eine Auswahl von Taxa oder die Gesamtbesiedlung. Zu berücksichtigen sind in jedem Fall die grundsätzlich saisonale Ausprägung der Benthosbesiedlung, ihre oft unregelmässige Verteilung und die natürlichen annualen Schwankungen im Bestand.
	<i>Belastungsfaktoren</i>	Belastungsfaktoren können an der Häufigkeit oder dem Fehlen geeigneter Indikatororganismen erkannt und beschrieben werden.
	<i>Gewässerzustand</i>	Der Gewässerzustand ist anhand der Abweichung der Benthosbesiedlung von der Ausprägung einer unbeeinträchtigten Besiedlung beschreibbar. Erforderlich ist dabei die Betrachtung der gesamten Benthosbesiedlung. Die einzelnen Defizite lassen sich anhand der Belastungsfaktoren beschreiben.
	<i>Änderung des Gewässerzustands</i>	Eine Änderung des Gewässerzustands lässt sich sehr detailliert anhand der Änderung der Benthosbesiedlung erkennen und beschreiben. Wichtig bei der Analyse solcher Änderungen ist die Berücksichtigung sämtlicher wesentlicher Einflussfaktoren.
räumlich	<i>Einzelstelle</i>	bei vorher-nachher-Untersuchungen mit erwarteten gut lokalisierten Auswirkungen
	<i>Querprofil</i>	Charakterisierung eines Gewässerabschnitts bei breiten Gewässern
	<i>Gewässerabschnitt (Wasserkörper i.S. der WRRL)</i>	Ein Gewässerabschnitt ist die bevorzugte Untersuchungseinheit an grossen Fließgewässern. Ein einheitlicher Gewässerabschnitt sollte in seinem gesamten Verlauf dem gleichen Gewässertyp angehören und damit auch die gleiche Benthos-biozönose aufweisen. Zu diskutieren ist die Berücksichtigung von gestörten Strecken wie Stau-, Restwasser und Schwall/Sunk-Strecken und die von Zuflüssen.
	<i>(Einzel)Gewässer</i>	Innerhalb eines (Einzel)Gewässers finden sich keine scharfen, natürlichen Grenzen, die den zusammenhängen Wasserkörper in kleinere Einheiten teilen (scharfe Grenzen wären Mündungen grosser Zuflüsse, Geländekanten/Wasserfälle, durchflossene Seen, plötzliche Gefälleänderungen u.ä.).
zeitlich (Zeitpunkt, Dauer)	<i>aktueller Zustand einmalige Beprobung</i>	Massnahmenbedarf bei Belastungen, Abweichung von einem Zielzustand. Saisonale Schwankungen können nicht berücksichtigt werden (grosse Fehlerquelle!)
	<i>aktueller Zustand saisonale Beprobung</i>	faunistische Erfassungen; detaillierte Bestimmung des aktuellen Zustands; hier wird berücksichtigt, dass die Zoobenthos-Besiedlung saisonal enormen Schwankungen unterliegt.
	<i>vorher – nachher Wirkungskontrollen</i>	Erfolgskontrolle bei Massnahmen, Feststellung von Veränderungen durch Nutzungsänderungen. Zeitlicher Abstand mindestens 1 Jahr (gleiche Saison)
	<i>Langzeitmonitoring</i>	Erfassen langfristiger Veränderungen, die ausserhalb der natürlichen biologischen Schwankungsbreiten liegen und oft sehr langsam ablaufen (Klimatische Änderungen, Auswirkungen subtoxischer Effekte); Berücksichtigung saisonaler Effekte erforderlich
zeitlich (Frequenz)	<i>Tag-Nacht (24 Std)</i>	bei Zoobenthos irrelevant, da die Probenahmemethoden hier keine Unterschiede erwarten lassen; relevant u.a. bei Untersuchungen zur Wasserchemie, Temperatur, Organismendrift, Fischfauna (Tagesrhythmus)
	<i>Paralleluntersuchungen < 1 Woche</i>	Untersuchungen, die die Repräsentativität und Reproduzierbarkeit der Probenahme kontrollieren sollen
	<i>saisonale Beprobung</i>	faunistische Erfassungen; detaillierte Bestimmung des aktuellen Zustands; hier wird berücksichtigt, dass die Zoobenthos-Besiedlung saisonal enormen Schwankungen unterliegt.
	<i>2–3 Entwicklungszyklen</i>	abhängig von den untersuchten Organismen; Vergleichsuntersuchungen (vorher-nachher) dürfen erst durchgeführt werden, wenn auch die anspruchsvolleren Organismen sich wieder etablieren konnten (oft 3-6 Jahre).

2.3.1.2 Nachweis von Einflüssen und Belastungen durch Indikatorarten

Der Nachweis von Einflüssen und Belastungen erfolgt mit Hilfe von Indikatorarten, die sensibel auf den betreffenden Faktor reagieren. Diese Indikation wird zwar beeinflusst durch die Anwesenheit nicht sensibler Arten (Konkurrenz etc.) bleibt aber prinzipiell auch bei Massenaufreten von Generalisten («Allerweltsarten» ohne Indikatorfunktion) möglich, zu denen auch die meisten invasiven neozoischen Arten zählen.

Solche Indikationen sind relativ stabil gegenüber abweichenden Erhebungsmethoden, es können sich jedoch verschiedene Einflussfaktoren überlagern und dabei unkenntlich werden. So hat lange Zeit eine starke organische und toxische Belastung zahlreicher Gewässer die Auswirkung morphologischer Veränderungen überdeckt.

Eine Indikation von einzelnen Belastungsformen ist besonders dann von Interesse, wenn aus den bestehenden Belastungen Sanierungsmassnahmen abgeleitet werden sollen oder wenn der Erfolg solcher Sanierungsmassnahmen beurteilt werden soll.

2.3.1.3 Monitoring

Mit einem Monitoring wird die langfristige Entwicklung eines Gewässerabschnitts beobachtet und beschrieben. Es erfordert keine Definition eines Zielzustandes und auch keine Bewertung des Gewässerzustandes, sondern beschreibt, ausgehend von einem dokumentierten Zustand, die Entwicklung des Systems. Ein Beispiel für ein solches Monitoring sind die koordinierten biologischen Untersuchungen der IKS am Rhein bzw. diejenigen am Hochrhein (vgl. Teil 1 der vorliegenden Studie [HYDRA 2017]). Anhand eines solchen Monitorings lassen sich, abhängig von gewählter Beobachtungsdichte und beobachteten Gewässerparametern, zahlreiche Veränderungen des Gewässers und Einflüsse auf das Gewässer erkennen. Dies können sowohl abiotische Faktoren sein wie Klimaveränderungen, biotische Einflüsse wie die Einschleppung gebietsfremder Arten aber auch die Auswirkungen von Nutzungen oder Revitalisierungsmassnahmen.

Ein Sonderfall des Monitorings sind Wirkungskontrollen (Massnahmen-, Nutzungs- oder Erfolgskontrollen). Hier werden die Beobachtungen gezielt abgestellt auf die Auswirkungen der am Gewässer durchgeführte Massnahmen.

2.3.2 Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen

Erst ein Vergleich der Untersuchungsergebnisse mit anderen Untersuchungen, seien sie zu einem anderen Zeitpunkt oder an anderen Gewässer(abschnitten) durchgeführt, erlaubt eine Beurteilung der aktuellen Gewässersituation. Die Vergleiche können auf verschiedenen Bearbeitungsebenen durchgeführt werden. Verglichen werden können die *Benthosproben* selbst (bzw. ihre Dokumentation in Listen), die *indizierten Belastungen* oder aber die *Bewertung der Untersuchungsstelle*. Auf jeder dieser Stufen gehen einerseits Basisinformationen verloren, andererseits werden auf jeder Stufe auch neue Informationen generiert.

Die meisten der folgenden Betrachtungspunkte müssen bei jedem Vergleich mit anderen Untersuchungen berücksichtigt werden.

2.3.2.1 Stellenwert der Daten- und Probenkonservierung

Konservierte Benthosproben beinhalten die Möglichkeit, bestehende Auswertungen um die Information hinsichtlich nicht bearbeiteter oder übersehener Taxa zu erweitern und zu vertiefen, aber auch Fehler zu korrigieren.

Taxa- und Abundanzlisten erlauben, neben einem direkten Vergleich mit anderen Listen, nur eine Auswertung hinsichtlich neu entwickelter oder in anderen Regionen verwendeter Kenngrößen (Indices oder Metrics).

2.3.2.2 Probenahme

Auswahl der Probestellen und beprobte Habitate

Eine repräsentative Beprobung des Gewässerabschnitts (z.B. Multi-Habitat-Sampling) unter Berücksichtigung des gesamten Gewässerquerschnitts ist Grundlage für eine weitgehende Vergleichbarkeit verschiedener Untersuchungen. Für einzelne Fragestellungen ist jedoch eine gezielte Auswahl bestimmter Randbedingungen oder bestimmter Habittypen aussagekräftiger (z.B. Aussagen zur Wasserqualität oder Toxizität anhand der Besiedlung von Kunstsubstraten).

Beprobungsmethode

Wurde die andere Probestelle adäquat und vergleichbar beprobt? Wenn nicht, müssen die Ergebnisse der «genaueren» Probenahme auf zu erwartende Ergebnisse einer «ungenaueren» Probenahme reduziert werden. Hierzu gehört auch die Abschätzung, ob der aktuelle Beprobungsbereich sich gegenüber dem Vergleichszustand wesentlich verändert hat und durch die Beprobung besser oder schlechter repräsentiert wird.

Beprobungstermin

Ein Vergleich mit anderen Untersuchungen ist meist nur wenig aussagekräftig, wenn die Vergleichsuntersuchung nicht in einem saisonal vergleichbaren Zeitraum durchgeführt wurde.

Zustand der Habitate an der Beprobungsstelle

Wenn sich die Lebensbedingungen (Hydromorphologie, Gewässerchemie, Temperaturen, Nutzungen) zwischen den Untersuchungen nur innerhalb des natürlichen biologischen Schwankungsbereichs geändert haben, sollte eine gleichwertige Bewertung herauskommen.

Änderungen der Besiedlung können jedoch über verschiedene Kenngrößen versteckte Änderungen der Bedingungen im Untersuchungsbereich anzeigen. So sollte die Änderung der Benthosbesiedlung das Ausmass und die Bedeutung der Änderung der Lebensbedingungen widerspiegeln.

2.3.2.3 Probenbearbeitung

Selektivität der Bearbeitung

Wenn nicht alle Organismengruppen und Grössenklassen gleichermassen berücksichtigt werden, so muss eine Reduktion der Daten auf ein gemeinsames einfacheres Niveau erfolgen.

Bestimmungsniveau

Bei voneinander abweichendem Bestimmungsniveau müssen die Daten auf ein gemeinsames einfacheres Niveau reduziert werden. Schwer oder erst neu bestimmbar Arten dürfen nur berücksichtigt werden, wenn sie in allen Proben berücksichtigt wurden.

2.3.2.4 Vergleich bereits ausgewerteter Benthosdaten

Neben den Grunddaten der Probenahme und Probenbearbeitungen können Untersuchungsergebnisse auch auf der Ebene verschiedener bereits erfolgter Auswertungen und Bewertungen verglichen werden. Bei einer solchen Beschränkung des Vergleichs gehen allerdings alle Basisinformationen verloren, die nicht direkt in solche Auswertungen eingeflossen sind. Eine Qualitätskontrolle kann nur noch hinsichtlich der Qualität der angewandten Kennwerte (z.B. Indices) erfolgen, nicht aber hinsichtlich der Datenerhebung und des Organismenbestands selbst.

2.3.2.5 Indizierte Belastungsfaktoren

Relativ unproblematisch ist der Vergleich von durch die Benthosbesiedlung indizierter Belastungsfaktoren. Diese beinhalten die Indikation von Umwelteinflüssen anhand von Ansprüchen der verschiedenen Taxa. Die Beurteilung von Grad und Ausmass indizierter Belastungen ist in der Regel weniger auf eine vergleichbare Erfassung der Gesamtbesiedlung als vielmehr auf eine ausreichende Erfassung der sensiblen Arten und eine gleichermassen repräsentative Erfassung sensibler und nicht sensibler Arten angewiesen. Somit können diesbezüglich auch die Ergebnisse unterschiedlicher Probenahmezeitpunkte, aber auch unterschiedlicher Probenahmemethoden und -intensitäten miteinander verglichen werden. Die Aussagekraft dieser Indizes wird allerdings erheblich eingeschränkt, wenn die Benthosbiozönose bei mehreren sich überlagernden Belastungsfaktoren deutlich beeinträchtigt ist (z. B. war lange Zeit die Indikation morphologischer Degradation nicht erkennbar aufgrund gleichzeitig hoher saprobieller Belastung).

2.3.2.6 Bewertungen von Untersuchungsstellen

Schliesslich können auch die Bewertungen der Untersuchungsstellen miteinander verglichen werden. Dies umfasst sowohl die Indikation von Umwelteinflüssen anhand von Ansprüchen der verschiedenen Taxa als auch die Abweichung der aktuellen Besiedlung von einer Referenzbesiedlung.

Prinzipiell sollten nur Bewertungen verglichen werden, die aufgrund ähnlicher Probenerhebung, entsprechender Auswertungen und nach einem ähnlichen Bewertungsschema beurteilt wurden. Diese Information ist häufig schwierig zu finden; im Rahmen der Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie in den EU-Ländern wurde hierzu ein gesondertes Interkalibrierungs-Programm gestartet (vgl. Tab 2.7).

2.3.2.7 Nutzbarkeit von Untersuchungsergebnissen für weitere Auswertungen

Die Beurteilung des Gewässerzustands in einem Gewässerabschnitt kann bisweilen mittels weniger Kennwerte erfolgen, die für jedes Gewässer oder jeden Gewässerabschnitt unterschiedlich zusammengestellt sein können. Um die Indikation auf eine sichere statistische Basis zu stellen, ihre natürliche Streuung abschätzen zu können und die möglichen Aussagen in ihrer Genauigkeit zu verfeinern, muss diese an mehreren Untersuchungsstellen und bei verschiedenen Untersuchungs-

situationen angewandt werden. Eine gezielte Gewässeruntersuchung mit begrenzter Fragestellung und begrenztem Untersuchungsaufwand ist im Einzelfall oft zielführend, eine weitergehende Deutung in einen umfassenderen Betrachtungsrahmen ist dann allerdings oft nur eingeschränkt möglich.

Methodik und Umfang einer umfassenden Untersuchung eines Gewässerabschnitts sollten eine Beurteilung hinsichtlich mehrerer Faktoren ermöglichen:

- aktuell interessierenden Belastungsfaktoren
- Vergleich zu früheren/späteren Untersuchungen
- Vergleich zum Zustand des Gesamtgewässers
- Vergleich zu anderen Gewässern des gleichen Gewässertyps
- Vergleich zu Beurteilungen, die auf anderen Methoden der Untersuchung beruhen

Die oft gewünschte Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen im nationalen oder internationalen Rahmen wie auch die historische Vergleichbarkeit erfordern unter anderem eine genaue Dokumentation der Untersuchungs- und der Bewertungsmethoden. Solche Vergleiche sind oft nur durchführbar, wenn nicht nur Bewertungen vorliegen, sondern auch die zugrundeliegenden Rohdaten (Taxalisten und Abundanzen). Nur in diesem Fall kann die Untersuchung auch als historischer Vergleich für zukünftig entwickelte Kennwerte dienen. Diese könnten heute vielleicht noch unbekannte Belastungsfaktoren beschreiben oder bekannte Faktoren schärfer differenzieren. Solche Rohdaten können auch für erweiterte Fragestellungen wie faunistische Betrachtungen, Rekonstruktion von Organismeneinschleppung/-einwanderung oder Biodiversitätsbetrachtungen herangezogen werden.

Tab. 2.7: Interpretation und Vergleichbarkeit unterschiedlicher Benthosproben-Typen.

Interpretierbarkeit und Vergleichbarkeit verschiedener Benthosproben-Typen	Repräsentative Proben	Selektive Proben (Saison)	Selektive Proben (Taxa)	Selektive Proben (lokal, Kunsthabitate)
Ausgehend von einer vorhandenen repräsentativen Probe wird das Informationspotenzial und die Vergleichbarkeit gewonnener Erkenntnisse der nachfolgenden Bearbeitungsstufen bewertet				
faunistische Beschreibung, Biodiversität	x	(-)	(-)	(-)
Gewässerzustand: Beschreibung – Bewertung	x	x	(-)	(-)
Belastungen: Aufzeigen – Bewerten	x	x	(-)	(-)
differenzierte Belastung: Aufzeigen – Bewerten	x	(x)	(x)	x
Belastungsquellen	-	-	-	x
Erfolgskontrolle / Massnahmenkontrolle	(x)	(-)	(-)	x
Vergleichbarkeit mit früheren Untersuchungen	x	(x)	(x)	(x)
Vergleichbarkeit mit regionalen Untersuchungen	x	(x)	(x)	(x)
Vergleichbarkeit mit internationalen Untersuchungen	x	(x)	(x)	(-)
Nutzbarkeit für weitere Auswertungen	x	(x)	(-)	(-)

x: in vollem Umfang; (x): eingeschränkt; (-): selten (Spezialfälle); -: i.d.R. nicht möglich

Tab. 2.8: Informationspotenzial und Sicherheit der Aussage bei ausschliesslicher Dokumentation der unterschiedlichen Bearbeitungsstufen (Verwerfen der weniger bearbeiteten Daten) im Vergleich zum Informationsgehalt einer repräsentativen Probe. Spalten: Bearbeitungsstufen; Zeilen: Aussagen und Vergleiche.

Vergleichbarkeit*	1	2	3	4	5	6	7
Bearbeitung		quantitative und taxonomische Auswertung		Index-Werte/ Metric-Werte		Überführung in Bewertungsklassen	
		hohes Niveau	einfaches Niveau	weite Auswahl	enge Auswahl	differenzierte Klassenbildung	summarische Klassenbildung
	Repräsentative Probe	Datenfile differenziert	Datenfile reduziert	diverse Indices/Metrics	einzelne Indices/Metrics	Klassen	Klassen
faunistische Beschreibung, Biodiversität	0000	000	0	0	-	-	-
Zustand der Biozönose	0000	0000	000	000	00	000	000
Gewässerzustand	0000	0000	000	000	00	000	000
Belastungen	0000	0000	000	0000	000	0000	000
differenzierte Belastung	0000	000	00	000	00	00	-
Vergleichbarkeit* mit							
früheren Untersuchungen	0000	000	00	000	000	0000	0000
regionalen Untersuchungen	0000	000	00	000	000	0000	0000
internationalen Untersuchungen	0000	00	0	00	00	0000	0000
Nutzbarkeit für weitere Auswertungen	0000	00	0	0	0	0	-

Vergleichbarkeit*: **1:** Repräsentative Probe. **2:** flächenbezogene Abundanzen; Artbestimmung in den meisten Gruppen; Berücksichtigung der unterschiedlichen Entwicklungsstadien. **3:** Häufigkeitsklassen; Bestimmung nur bis Gattung oder Familie; keine Berücksichtigung der Entwicklungsstadien. **4:** Die Indices/Metrics umfassen jeweils eine gewässerabschnittsrelevante Auswahl sowohl beschreibende (Artenzahl, Abundanzen, EPT-Anteil) als auch funktionelle Indices/Metrics (Rheindex, Ernährungstypen etc.) aber auch von Belastungsindikatoren (Saprobie, Säurezeiger, Toxizität). **5:** Die Indices/Metrics umfassen nur einen geringen – meist für die Fragestellung relevanten – Teil der auswertbaren Indices/Metrics oder es fehlen beschreibende oder funktionelle Metrics oder Belastungsindikatoren. **6:** Auf Grundlage der Indices/Metrics erfolgt nach festen Regeln eine Bewertung unterschiedlicher Gewässer Aspekte (Hydromorphologie, Belastungsfaktoren, Nutzungen, Biozönosen) in genau definierten Klassen. Auf der gleichen Grundlage, oder auf Grundlage der Bewertung der verschiedenen Aspekte erfolgt wiederum nach definierten Regeln eine Gesamtbewertung des Gewässers in verschiedenen Klassen. **7:** Auf Grundlage einzelner oder einer Vielzahl von Indices/Metrics erfolgt eine Gesamtbewertung des Gewässerabschnittes in definierten Klassen.

- nicht möglich / nicht kompatibel
- o in Einzelfällen nutzbar oder unscharfe Aussagen
- oo unter bestimmten Bedingungen nutzbar oder unscharfe Aussagen
- ooo eingeschränkt nutzbar, dann aber mit sicherer Information
- oooo vollumfänglich nutzbar, sichere Information

Besonders wertvoll ist eine ausgewählte Belegsammlung der einzelnen Untersuchungen, da hier sowohl weitergehende taxonomische Untersuchungen möglich sind (durchaus auch als Grundlage einer detaillierteren Gewässergütebeurteilung) als auch zusätzliche Fragestellungen behandelt werden können, denen aktuell weniger Aufmerksamkeit zu Teil wird (z.B. Ökologie der einzelnen Arten, Parasitierung und Krankheiten). Aktuell zeigt sich der Wert solcher Belegsammlungen besonders im Hinblick auf die Bearbeitung historischen Materials mittels genetischer Methoden.

2.3.3 Planung der Untersuchungen

Bei der Planung von Untersuchungen sollten ausgehend von den thematischen Untersuchungszielen mehrere Aspekte festgelegt werden:

- räumliche Verteilung der Untersuchungsstellen
- Zeitpunkte für die Untersuchungen
- Häufigkeit der Untersuchungen

2.3.3.1 Verteilung der Untersuchungsstellen, Zeitpunkt und Häufigkeit der Untersuchungen

Die *räumliche Verteilung der Untersuchungsstellen* sollte so gewählt werden, dass alle Gewässerabschnitte, die einem einheitlichen Gewässertyp angehören, vertreten sind. Die Auswahl entsprechend repräsentativer Untersuchungsbereiche ist oft komplex. Bei der Probestellenfestlegung sollen auch öfters auftretende Nutzungstypen mitberücksichtigt werden. In Kap. 3.3.2 wird ausführlicher auf die Probestellenauswahl an grossen Fließgewässern am Beispiel des Hochrheins eingegangen.

Ein Aspekt bei der Untersuchungsstellenauswahl sollte die Erreichbarkeit der Stelle bei unterschiedlichen saisonalen und bei verschiedenen Witterungs- und Abflussbedingungen sein. Vorteilhaft wäre es, wenn eine Untersuchungsstelle auch bei späteren Untersuchungen erreichbar bliebe.

Für Gewässeruntersuchungen, insbesondere aber für biologische Untersuchungen besitzen die *Untersuchungszeitpunkte* eine besondere Relevanz. Die Untersuchungszeitpunkte sollen typische Abflusssituationen, vor allem aber die regelmässige Veränderung der Besiedlung im Jahreslauf durch die Lebenszyklen der einzelnen Organismen berücksichtigen. Dies sind vor allem Schlupf und Massenvorkommen von Junglarven und Emergenz/Flugzeit mit Verschwinden der sichtbaren Stadien der Art aus dem Gewässer. Diese biologischen Komponenten sind oft von Wasserführung und Temperatur abhängig und damit neben Jahreslauf und Höhenstufe auch vom aktuellen Witterungsverlauf. Diese Einflussfaktoren sind bereits bei der Vorschrift zur Beprobung watbarer Gewässer [STUCKI 2010] berücksichtigt.

Während auf der einen Seite die natürlichen Entwicklungszyklen der Benthosorganismen die Untersuchungszeitpunkte bestimmen sollten, muss auf der anderen Seite auch die Beprobbarkeit der Gewässer berücksichtigt werden. So sind Beprobungen bei Hochwasser-/Schmelzwasserabflüssen oft nur sehr eingeschränkt möglich und die Aussagekraft solcher Beprobungen bleibt begrenzt.

Die *Häufigkeit der Untersuchungen* eines Gewässerabschnitts hängt stark von der Fragestellung ab. Soll der gesamte faunistische Bestand mit dem Vorkommen besonderer Zielarten sicher dokumentiert werden, so sind mehrere Untersuchungen im Jahr durchzuführen, welche Winter-/Frühjahrsarten, Sommerarten und Herbstarten erfassen. Zur Beschreibung von jahreszeitlichen Populationschwankungen wären noch häufigere Untersuchungen nötig [FINCK 1998, MARTEN 2001].

2.3.3.2 Kostenüberlegungen und Untersuchungsaufwand

Ein wichtiger Faktor bei der Planung von Untersuchungen ist der nötige Aufwand und die dabei anfallenden Kosten. Nicht zuletzt aufgrund der heute oft begrenzten Untersuchungsbudgets wird versucht, mit möglichst geringem Aufwand ein Maximum an Aussagen treffen zu können. Allerdings ist es z.B. nicht möglich, ein Gewässersystem mit einer geringen Anzahl von Probestellen und einmaliger Untersuchung umfassend zu beschreiben, alle Defizite aufzuzeigen und den Erfolg von eventuellen Massnahmen vorauszusagen.

Daher ist es wesentlich, bereits im Vorfeld konkrete Fragestellungen zu formulieren. Dabei müssen auch mögliche nachträglich zu beantwortende Fragen bedacht werden. Nur so können grundlegende Untersuchungsparameter geplant und kalkuliert werden: u.a. Anzahl von Untersuchungsstellen/Kampagnen und Wiederholungen im Jahresverlauf. Bei Gewässer kann es u.a. aufgrund von unerwarteten witterungs- oder abflussbedingten Störungen vorkommen, dass sich nicht alle Teile der Untersuchung wie geplant durchführen lassen. Daher sollte geprüft werden, ob und wie grosse Risiken bestehen die gestellten Fragen nicht beantworten zu können. Umgekehrt müssen im Interesse der Aufwandsminimierung Kompromisse eingegangen werden, welche zu Qualitätsverlusten bei der Bearbeitung einzelner Fragen führen und nur reduzierte Aussagemöglichkeiten haben. Zu umfangreiche Fragestellungen können einen stark erhöhten Aufwand verursachen. Untersuchungen mit sehr ähnlicher Fragestellung können sich oftmals zwar ergänzen, allerdings nur selten auch gegenseitig ersetzen.

Im Vorfeld sollten also der erforderliche Mindestaufwand zur Beantwortung der gestellten Fragen aufgeführt, die Erfolgsaussichten beurteilt und die Auswirkungen eines eventuell verminderten Aufwands auf die Qualität der Ergebnisse dargestellt werden.

2.3.4 Probenahme

Zur Erfassung des aktuellen Gewässerzustands werden unterschiedliche Methoden angewandt, die unterschiedliche Aspekte des aktuellen Gewässerzustands beleuchten. Bei der Multi-Habitat-Sampling (MHS)-Methode wird versucht, alle vorhandenen Habitattypen möglichst repräsentativ (entsprechend ihrer Häufigkeit) zu erfassen. Bei grossen Fließgewässern wird die Situation noch komplizierter: Wie werden die Habitate der Ufer gegenüber denen der Flusssohle berücksichtigt? Wie werden die Untersuchungsstellen an der Flusssohle mit ihren oft grossflächig einheitlichen Habitattypen gegenüber den oft kleinräumig differenzierten Uferhabitaten erfasst?

Je nachdem, welche Attribute des Gewässerzustands durch die Untersuchungsmethode erfasst werden sollen, müssen differenzierte und unterschiedliche Referenzzustände zu einer Gewässerbeurteilung herangezogen werden.

Die für eine Erfassung des aktuellen Gewässerzustands relevanten und bei der Probenahme zu berücksichtigenden *natürlichen Randbedingungen* werden für watbare Gewässer ausführlich in STUCKI [2010] diskutiert, ähnlich auch für die EU-Länder [MEIER et al. 2006]. Von besonderer Bedeutung sind dabei die Einflüsse von Probenahmezeitpunkt, Höhenlage, Gewässerchemie und Abflussregime sowie aktuellem Abfluss. Diese Rahmenbedingungen wirken prinzipiell auch in grossen, tiefen Gewässern, unterscheiden sich aber mitunter im Ausmass ihrer Auswirkungen auf die Besiedlung.

2.3.4.1 Selektive Probenahmemethoden

Bei den selektiven Probenahmemethoden wird nur die Besiedlung ausgewählter Substrate, Gewässerbereiche oder Sondersituationen untersucht. Hierzu gehören:

- *Exposition von Kunstsubstraten*: Eine Methode, mit der ein gut definierter Ausschnitt der potenziellen Benthosbesiedlung erfasst werden kann und Aussagen über die Wasserqualität (Toxizität, Sauerstoffzehrung, Feinsedimentbelastung, Nährstoffbelastungen) getroffen werden können.
- *Exposition von Driftnetzen*: Diese Methode kann ebenfalls ein recht gutes Bild eines Ausschnitts der Benthosbesiedlung (aktiv und passiv abdriftende Organismen) eines Gewässerabschnitts geben. Sie ist auch in schwer zugänglichen Bereichen anwendbar und kann die Verhältnisse in extrem strukturarmen Gewässern teilweise repräsentieren. Eine Zuordnung von Benthosdrift zum Habitat ihrer Herkunft ist nicht präzise möglich.

Mit diesen Methoden sind allerdings weder qualitative noch quantitative Aussagen zur Gesamtbesiedlung des Gewässerabschnitts möglich und die Ergebnisse sind nur mit solchen vergleichbar, die nach der gleichen Methode gewonnen wurden.

2.3.4.2 Nicht quantitative und semiquantitative Probenahmemethoden

Zu diesen Methoden zählen die Zeitsammelmethode und die Besammlung ausgewählter Taxa. Solche Besammlungen, die nicht auf eine flächige oder räumliche Einheit bezogen sind, ermöglichen zwar ebenfalls eine biologische Charakterisierung, sind hinsichtlich der Zahl der einzelnen gefundenen Taxa aber nur eingeschränkt mit anderen ähnlichen Aufsammlungen zu vergleichen. Die Ausbeute einer Aufsammlung hängt stark von den besammelten Habitattypen und ihrer Zugänglichkeit ab. In der Regel werden mit Aufsammlungsmethoden Organismen eher gesucht und nicht Habitate auf ihre Organismenbesiedlung hin untersucht.

2.3.4.3 Probenahmemethoden mit festem Flächenbezug

Methoden mit festem Flächenbezug erfassen im Idealfall die gesamte momentane Besiedlung einer bestimmten Sohl- oder Uferfläche. Der Bereich der Lebensgemeinschaft Benthos erstreckt sich dabei auch teilweise in das Sediment (Interstitial) und in den assoziierten Wasserkörper hinein. Die Wasseroberfläche, der frei fließende Wasserkörper und das nicht mehr regelmässig durchflossene Sediment liegen ausserhalb dieses Bereichs. Flächenbezogene Proben setzen voraus, dass eine definierte Fläche besammelt werden kann, die Besiedlung vollständig erfasst wird und die Organismen die Probefläche infolge der Störung nicht schon vor oder während der Probenahme verlassen. Nur Methoden, die eine solche vollständige Beprobung ermöglichen, sollten «quantitativ» genannt werden.

Flächenbezogene Proben lassen sich untereinander vergleichen, die verschiedensten Kennwerte lassen sich berechnen, rechnerisch zu grösseren Einheiten zusammenfassen oder zur Darstellung in Häufigkeitsklassen umrechnen. Aufgrund der daraus resultierenden hohen Vergleichbarkeit und der vielfältigen Auswertungsmöglichkeiten **sollten alle Benthosuntersuchungen eine flächenbezogene und möglichst quantitative Erfassung der Benthosbesiedlung anstreben.**

Anmerkung: Methoden, die nur aufgescheuchte Organismen oder kleine bis mittlere Substratgrößen (Mittel-Grobkies-Steine) aufsammeln, sollten, auch wenn sie streng flächenbezogen durchgeführt werden, semi-quantitativ genannt werden. Zahlreiche Taxa sitzen immer fest an der Oberfläche mobiler Blöcke oder in Löchern und Spalten dieser Blöcke und klammern sich dort bei Störung fest. Ohne aktives Absammeln entsprechender Substrate werden sie nicht erfasst. Viele Methoden mit recht exaktem Flächenbezug berücksichtigen diesen Aspekt nicht. Dies ist meist der Fall bei Air-Lift-Samplern oder bei Kicksampling in tiefen Gewässerbereichen an der Grenze der Watbarkeit.

2.3.5 Auswertung

Die Auswertung benthosbiologischer Proben kann mit unterschiedlicher Genauigkeit (Bestimmungstiefe) und hinsichtlich mehrerer Parameter durchgeführt werden.

2.3.5.1 Stellenwert unterschiedlicher Bestimmungsniveaus

Zur Beurteilung eines Beeinflussungsfaktors müssen die speziellen Ansprüche und Toleranzen häufig vertretener Arten der Benthosbiozönose bekannt sein. Die Anwesenheit und Häufigkeit von Indikatorarten und die weiter oben vorgestellte Abweichung von der Referenzbiozönose geben dann Hinweise auf das Mass einer Beeinflussung/Belastung. Das Bestimmungsniveau muss deshalb der Fragestellung angepasst werden. Je höher und damit detaillierter das taxonomischen Niveau, desto mehr und bessere Aussagen sind hinsichtlich biologischer Indikation und sonstiger Fragestellungen möglich. Ein geringeres taxonomisches Niveau erlaubt in der Regel nur relative Aussagen im Vergleich einzelner Untersuchungsstellen.

2.3.5.2 Zusammensetzung der Besiedlung

Die Errechnung zahlreicher Kennwerte (z.B. Index- und Metric-Werte) erfordert die Kenntnis der relativen Anteile der einzelnen Taxa an der Besiedlung. In Näherung kann dies bereits ohne quantitative (flächenbezogene) Probenahme erhoben werden, erfordert aber zumindest eine nicht selektive Probenahme. Meist ist dabei die Auszählung oder Abschätzung der Anzahl eines Taxons in der Probe ausreichend, bisweilen reicht die Angabe von Häufigkeitsklassen.

2.3.5.3 Abundanzen

Die Kenntnis der flächenbezogenen Besiedlungsdichten (Abundanzen) erlaubt die Ermittlung zusätzlicher Kennwerte und ist für weitergehende Interpretationen des Besiedlungszustands hilfreich. Gegenüber der Angabe von Häufigkeitsklassen haben Abundanzen den Vorteil, dass das quantitative Vorkommen unterschiedlicher Taxa zusammengefasst werden kann (z.B. alle Weidegänger, alle Filtrierer). Dies ist bei Angabe von Häufigkeitsklassen allenfalls mit sehr grossen Ungenauigkeiten möglich. Im Übrigen lassen sich Abundanzen immer wieder leicht in Häufigkeitsklassen überführen.

2.3.6 Bewertung

Die biologische Bewertung eines Gewässerabschnitts ist bereits mittels eines Vergleichs der Besiedlung unterschiedlicher Gewässerabschnitte oder eines Vergleichs der Besiedlung zu unterschiedlichen Zeitpunkten möglich. Solche Bewertungen können zusätzlich quantifiziert oder kalibriert werden durch den Vergleich mit einem gut definierten Referenzzustand der Besiedlung. Ein solcher Referenzzustand

kann die Besiedlung eines möglichst natürlichen, ungestörten Abschnitts des betreffenden Gewässers oder eines anderen Gewässers des gleichen Typs in der betreffenden Region sein, oder es kann eine historisch dokumentierte Besiedlung dieser Gewässer sein.

2.4 Gesetzliche Grundlagen

2.4.1 Gesetzliche Grundlagen der Schweiz

2.4.1.1 Auftrag zur Abklärung des biologischen Gewässerzustands

In der Schweizer Gesetzgebung orientieren sich die Gewässerschutzziele an der Erreichung der ökologischen Funktionsfähigkeit durch geeignete Betrachtungen (Referenzen) und Massnahmen. Die wichtigsten Anforderungen sind im Zweckartikel 1 des Schweizer GSchG und im Art. 37 GSchG enthalten. Letzterer regelt die Verbauung, Korrektur und Restauration von Fließgewässern.

Das Bundesgesetz vom 24. Januar 1991 (Stand vom 01.01.2011) über den Schutz der Gewässer [GSchG, SR 814.20] beauftragt in Artikel 57 den Bund und in Artikel 58 die Kantone, **Abklärungen über den Zustand ihrer Gewässer** vorzunehmen. Darunter fallen unter anderem Erhebungen, ob die in Anhang 1 Ziffer 1 der Gewässerschutzverordnung vom 28.10.1998 [GSchV, SR814.201] definierten ökologischen Ziele für oberirdische Gewässer, welche gemäss Artikel 1 Absatz 2 GSchV beim Vollzug der Gewässerschutzgesetzgebung zu berücksichtigen sind, erreicht werden [STUCKI 2010].

Die **ökologischen Ziele für oberirdische Gewässer** und der Bezug auf die unterschiedlichen Gewässertypen und Referenzbiozönosen sind in Anhang 1 Ziffer 1 Absatz 1 GSchV behandelt:

Die Lebensgemeinschaften von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen oberirdischer Gewässer und der von ihnen beeinflussten Umgebung sollen:

- naturnah und standortgerecht sein sowie sich selbst reproduzieren und regulieren
- eine Vielfalt und Häufigkeit der Arten aufweisen, die für nicht oder nur schwach belastete Gewässer des jeweiligen Gewässertyps typisch sind (→ Referenzbiozönose)

Bund und Kantone führen auch Erhebungen darüber durch, ob die in Anhang 2 Ziffer 1 GSchV genannten Anforderungen an die Wasserqualität oberirdischer Gewässer erfüllt sind. Die Ergebnisse der Erhebungen werden vom Kanton den Bundesstellen mitgeteilt [Art. 58 Abs. 1 GSchG].

Die Methoden zur Erfassung des ökologischen Zustands der Gewässer sind in den Arbeitshilfen des Modul-Stufen-Konzepts vorgegeben. Für die Untersuchung und Bewertung der Schweizer Fließgewässer sind bereits alle Module (→ Qualitätselemente) bearbeitet. Ein Modul auf Stufe F (flächendeckend) behandelt die Makroinvertebraten als Indikatoren des Gewässerzustands watbarer Fließgewässer [STUCKI 2010] und befindet sich derzeit in Revision.

2.4.2 Gesetzliche Grundlagen in der EU

Im Jahr 2000 ist die für alle EU-Staaten verbindliche EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates) in Kraft getreten. Die EU-Länder hatten bald darauf alle Vorgaben der WRRL in nationales Recht übernommen und verlangen in Fließgewässern

zusätzlich zu chemischen und mikrobiologischen Untersuchungen u.a. die Ermittlung (Untersuchung und Bewertung) der saprobiologischen Güteklasse auf Basis von Beprobungen des Makrozoobenthos.

Die WRRL schreibt vor, eine weitere Verschlechterung des Gewässerzustands zu verhindern und Massnahmen zu unterlassen, die zu einer Verschlechterung führen könnten. Zu dieser als **Verschlechterungsverbot** bekannten generellen Anforderung werden allerdings gewisse Abweichungen zugelassen. Unter der umgangssprachlich als *Verbesserungsgebot* bekannten Zielsetzung gibt es daher zwei verschiedene Ziele-Stufen mit und ohne Berücksichtigung der Nutzungsanforderungen der Menschen an das Ökosystem:

- Erreichung bzw. die Erhaltung des «*guten ökologischen Zustands*», der als geringfügige Abweichung vom gewässertypischen Referenzzustand (= natürlicher Zustand) definiert ist
- bei erheblich veränderten Wasserkörpern (*heavily modified waterbodies*): Erreichung bzw. die Erhaltung des «*guten ökologischen Potenzials*», welches nur wenig vom «*höchsten ökologischen Potenzial*» abweicht, einem Zustand, der alle Verbesserungsmöglichkeiten ausschöpft, dabei aber versucht, erhebliche Einschränkungen der prioritären Nutzungen des Gewässers zu vermeiden

Der ökologische Zustand wird mittels fünf Zustandsklassen (sehr gut, gut, mässig, unbefriedigend und schlecht) eingeteilt.

Die Nichteinhaltung der Zielvorgaben hat rechtliche Konsequenzen auf nationaler und internationaler Ebene, deshalb haben die Nachvollziehbarkeit, die Dokumentation und die Qualitätssicherung der Monitoring-Ergebnisse eine grosse Bedeutung. Durch ein ausführliches Regelwerk – das auch für die Erhebung des Makrozoobenthos existiert (Tab. 2.9) - werden dem Interpretationsspielraum der Daten durch Experten zwar deutlich engere Grenzen gesetzt. Die Erfahrung und das Wissen der Experten sind jedoch trotzdem von entscheidender Bedeutung, da der Auswahl der Probestelle, dem korrekten Ablauf der Probenahme, den Analyseschritten, der Plausibilitätsprüfung der Referenzzustände und den errechneten Indexwerten eine Schlüsselrolle zukommt [OFENBÖCK et al. 2013].

Tab. 2.9: Für den Indikator Makrozoobenthos relevante Normen nach Anhang V der EU-Wasserrahmenrichtlinie

EU-Norm	Beschreibung
EN ISO 10870: 2012 Wasserbeschaffenheit	Anleitung zur Auswahl von Probenahmeverfahren und -geräten für benthische Makroinvertebraten in Binnengewässern
EN 15196: 2006 Wasserbeschaffenheit	Anleitung zur Probenahme und Behandlung von Exuvien von Chironomidae-Larven (Diptera) zur ökologischen Untersuchung*
EN 16150:2012 Wasserbeschaffenheit	Anleitung für die <i>pro-rata</i> Multi-Habitat-Probenahme benthischer Makroinvertebraten in Fliessgewässern geringer Tiefe (watbar)

* nur relevant für Gewässer ohne oder mit sehr wenig Hartboden (z.B. Deltarhein, Niederlande)

2.5 Fazit

Das Bundesgesetz vom 24. Januar 1991 (Stand 01.01.2011) über den Schutz der Gewässer [GSchG, SR 814.20] beauftragt den Bund und die Kantone, Abklärungen über den Zustand ihrer Gewässer vorzunehmen. Hierfür werden entsprechende Untersuchungs- und Bewertungsmethoden benötigt. Für die grossen Flüsse der Schweiz fehlen diese für die meisten Qualitätselemente – inklusive des wichtigen Indikators Makrozoobenthos (*Kapitel 2.4*). Daraus leitet sich der Auftrag zur Entwicklung einer solchen Methode ab.

Makroinvertebraten (MZB) besitzen einen hohen Stellenwert als Indikatoren des Gewässerzustands. Die MZB-Biozönose reagiert auf sehr viele natürliche und anthropogene Einflüsse. Da die Tiere den Bedingungen dauerhaft ausgesetzt sind, können sie die Ausprägungen der Faktoren (z.B. chemische Wasserqualität) über einen langen Zeitraum hinweg anzeigen. Der Stellenwert der MZB-Biozönose ist in grossen Fließgewässern noch höher als in bewatbaren Gewässern, da dort andere Qualitätselemente teilweise nur noch in reduzierter Genauigkeit beprobt werden können (z.B. Fische, Makrophyten). (*Kapitel 2.2*)

Das bisherige MSK-Modul «Makrozoobenthos Stufe F» mit dem dabei genutzten Index IBCH ist nicht direkt auf grosse Flüsse übertragbar. Durchführung und Bewertung können den Bedingungen in grossen Flüssen nicht Rechnung tragen. (*Kapitel 2.3*)

Innerhalb der Europäischen Union gibt die Wasserrahmenrichtlinie den rechtlichen Rahmen vor. Sie fordert u.a. die Untersuchung und Bewertung des Makrozoobenthos. Sie schreibt weiter vor eine Verschlechterung des Gewässerzustands zu verhindern und innerhalb vorgegebener Fristen Defizite zu beheben.

3 Methodenevaluation für grosse Fliessgewässer

Im Folgenden sind die wichtigsten Komponenten einer Untersuchung und Bewertung grosser Fliessgewässer anhand ihrer Zoobenthosbesiedlung dargestellt. Besonders herausgestellt werden die Komponenten und Schritte, die abweichend von der Untersuchung watbarer Gewässer erfolgen müssen und die besonderen methodischen Anforderungen für Probenahmen in grösseren Wassertiefen.

Anhand von Methodenansätzen aus EU-Ländern werden verschiedene Schritte ausführlicher besprochen, die bislang in der Schweiz bei der Güteuntersuchung von Fliessgewässern noch nicht oder nur teilweise realisiert sind.

3.1 Besonderheiten grosser Fliessgewässer

Zunächst soll abgeklärt werden, was unter «grossen Fliessgewässern bzw. Flüssen» zu verstehen ist und was «grosse Flüsse» und «nicht watbare Flüsse» gemeinsam haben. Die ökologischen Besonderheiten «grosser Fliessgewässer», insbesondere die ihnen eigenen Habitattypen werden ausführlicher vorgestellt. Anschliessend wird auf weitere Besonderheiten der Abschnittsdefinitionen und der Makrozoobenthosbesiedlung grosser Fliessgewässer eingegangen.

3.1.1 Klassengrenzen verschiedener Grössen von Fliessgewässern

Grosse Fliessgewässer werden häufig aufgrund von Breite, Tiefe, Wasserführung, Einzugsgebiet, Flussordnungszahl, aber auch hinsichtlich ihrer Habitate und Referenzbiozönosen von kleinen Fliessgewässern unterschieden. Eine einheitliche Regelung, ab ein Rinnsal als Bach, ein Bach als Fluss und ein Fluss als Strom bezeichnet werden sollte, gibt es nicht. WIMMER & CHOVANEC [2000] definieren «grosse Flüsse» als Fliessgewässer(abschnitte), die eine Flussordnungszahl grösser oder gleich 7, eine Einzugsgebietsfläche grösser als 2500 km² und eine Mittelwasserführung grösser als 50 m³/s aufweisen. Diese Angaben sind auch in den Fliessgewässertypisierungen der Schweiz und der EU wiederzufinden. Ein Versuch der Grössenaufteilung ist in Tab. 3.1 dargestellt. Die Werte sind von einer späteren Arbeitsgruppe MSK noch zu plausibilisieren.

Tab. 3.1: Versuch einer groben Grössenzuordnung und weiterer Kennzahlen verschiedener Fliessgewässern

Bezeichnung	Breite	Wassertiefe	Wasserführung	Gefälle	Fläche EZG	FLOZ
Rinnsale, kleine Bäche	< 1m	bis 0,25 m	< 25 l/s	beliebig	< 5 km ²	1 bis 3
grössere Bäche, kleine Flüsse	< 15 m	bis 2,5 m	> 25 l/s bis 5 m ³ /s	beliebig	< 100 km ²	2 bis 5
mittelgrosse Flüsse	> 15 m	bis 5 m	> 5 < 50 m ³ /s	< 5 %	< 2500 km ²	4 bis 7
grosse Flüsse, Ströme	> 100 m	bis 20 m	> 50 m ³ /s	< 1%	> 2500 m ²	7 bis n

In ihrem Verlauf gehen Fliessgewässer durch ihre Zuflüsse von einer in die nächste Kategorie über, können allerdings aufgrund natürlicher (z.B. Versickerungen) und anthropogener Ursachen (z.B. Ausleitungsstrecken) wieder geringere Dimensionen aufweisen als sie zuvor bereits erreicht hatten.

3.1.2 Kriterium der Bewatbarkeit

Schon zahlreiche mittelgrosse Fliessgewässer sind allenfalls an ihren Rändern bewatbar, andererseits sind einige der grossen Flüsse noch komplett durchwatbar, sofern ihr Gewässerbett ausreichend breit und flachgründig ist (Abb. 3.1).

Da der Aspekt der Bewatbarkeit jedoch für die benthosbiologische Probenahmen von besonderer Bedeutung ist, sollen hier wesentlichen Stufen der Bewatbarkeit unterschieden werden:

- **vollständige Bewatbarkeit** ist gegeben, wenn alle Gewässerbereiche gefahrlos zu Fuss erreichbar sind, d.h.
 - die Wassertiefe überschreitet allenfalls lokal die 1,0 m-Marke,
 - die Strömung wird nicht zu kräftig (meist kleiner 80 cm/s, bei geringer Tiefe allerdings deutlich höhere Strömungen möglich)
 - das Substrat ist weder zu grobblockig-lückig, noch zu tiefgründig-weich
- **weitgehende Bewatbarkeit** ist gegeben, wenn alle Gewässerbereiche gefahrlos zu Fuss mittels eines langstieligen Keschers noch kontrolliert beprobt werden können
- **ausreichende Bewatbarkeit** ist gegeben, wenn alle Habitattypen gefahrlos zu Fuss mit Kescher kontrolliert beprobt werden können, ohne dass jedoch die gesamte Gewässerfläche entsprechend beprobt werden kann
- **unzureichende Bewatbarkeit** liegt vor, wenn nicht alle Habitattypen gefahrlos zu Fuss mit Kescher kontrolliert beprobt werden können oder wenn nicht festgestellt werden kann, ob alle Habitattypen solchermaßen beprobt werden können

Im Folgenden wird der Begriff «grosse Flüsse» über den Abfluss definiert ($> 50 \text{ m}^3/\text{s}$) und enthält zwei Typen von Fliessgewässern:

- Flüsse mit ausgedehnten Bereichen, die nicht gefahrlos wattend mittels Kicksampling beprobt werden können, weil sie entweder zu tief ($> 60\text{--}80 \text{ cm}$), zu trüb (Boden nicht sichtbar) oder zu heftig überströmt sind
- Flüsse, die so breit sind, dass eine mittlere Längszone (Mittengerinne) erkennbar ist, die deutlich von den uferbegleitenden Bereichen absetzt ist

Letztere erfordern zwar keine speziellen Sammeltechniken, jedoch eine Berücksichtigung der unterschiedlichen Verhältnisse in den Uferbereichen und an der Gewässersohle bei der Auswahl der Probestellen, der Teilproben und der Probenauswertung.

3.1.3 Habitate grosser Fliessgewässer

Mit zunehmendem mittlerem und/oder maximalem Abfluss werden die Habitate an der Fliessgewässersohle aufgrund der gröberen Strömungsstrukturen grossflächiger und erscheinen daher weniger vielfältig. Auch das Spektrum der Habitatgrössen geht weit auseinander: von mehreren tausend Quadratmeter grossen zusammenhängenden Schotter-, Kies- und Sandflächen bis zu den z.T. nur wenige Quadratdezimeter grossen Habitaten auf Wasserpflanzen, Detritus-Ansammlungen und Totholz.

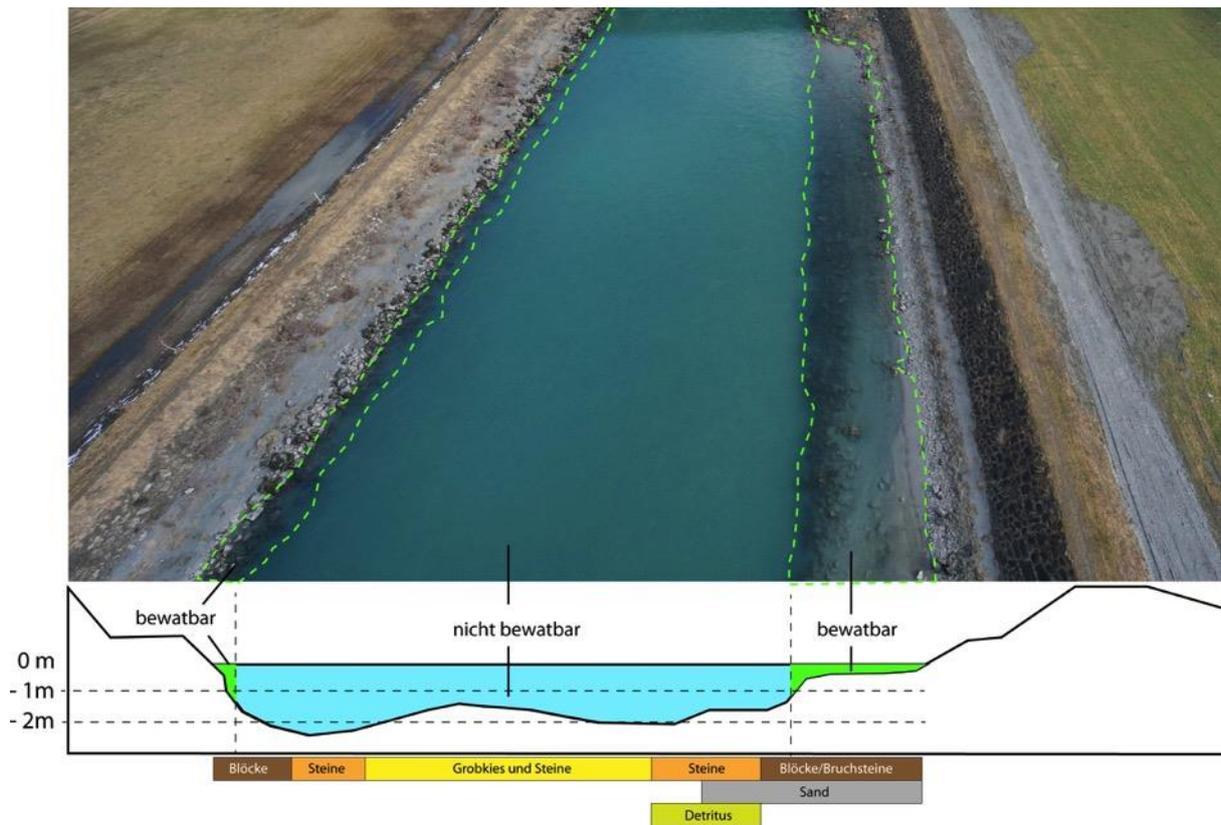


Abb. 3.1: Bewatbare und nicht bewatbare Bereiche grosser Fliessgewässer am Beispiel des Alpenrheins auf Höhe Lustenau (Vorarlberg). Die bewatbaren Bereiche repräsentieren einen nur geringen Anteil der Gesamtsohlenfläche (< 15 %). Während erreichbar sind hier ausserdem nur Bereiche mit Bruchsteinen und Sandsubstrat. Andersartige und anders besiedelte Substrate können während nicht beprobt werden.

Ein beträchtlicher Teil der Habitate mittelgrosser und grosser Fliessgewässer unterscheidet sich grundlegend von denen kleiner, bewatbarer Fliessgewässer. Ufernahe Habitate können zwar ohne weiteres noch denen kleinerer Fliessgewässer ähneln, für die Charakterisierung des gesamten Fluss-Lebensraums spielen sie allerdings eine flächenmässig untergeordnete Rolle. Entscheidend für die Anordnung der Habitate ist die Topografie des Flussquerschnitts (Transsekt, Abb. 3.2).

Grosse Fliessgewässer weisen in der Regel durchgehende Bereiche auf, die von den Ufern her nur wenig beeinflusst werden. Gut zu verfolgen ist dies an der Einmündung trüber Zuflüsse in einen klaren Hauptfluss. Oft fliesst das Wasser des Zuflusses noch über Kilometer entlang eines Ufers und mischt sich nur entlang eines schmalen Kontaktbereichs mit dem Wasser des Hauptstroms. Mit diesem Wasserkörper werden Sedimente, Belastungsstoffe und Organismen hauptsächlich entlang eines Ufers transportiert oder abgelagert. Die ins Wasser des Zuflusses eindringenden Organismen besiedeln bevorzugt nur die betreffende Uferseite und finden sich kaum im Hauptstrom oder am Gegenufer. Der bis zum Ufer wirkende Seitenwechsel der Strömungsrinne, wie er für kleine und mittlere Fliessgewässer typisch ist, ist in grossen Fliessgewässern viel seltener anzutreffen. Die Dreiteilung der grossen Fliessgewässer hat weitreichende Konsequenzen hinsichtlich Belastungszustand und organischer Besiedlung.

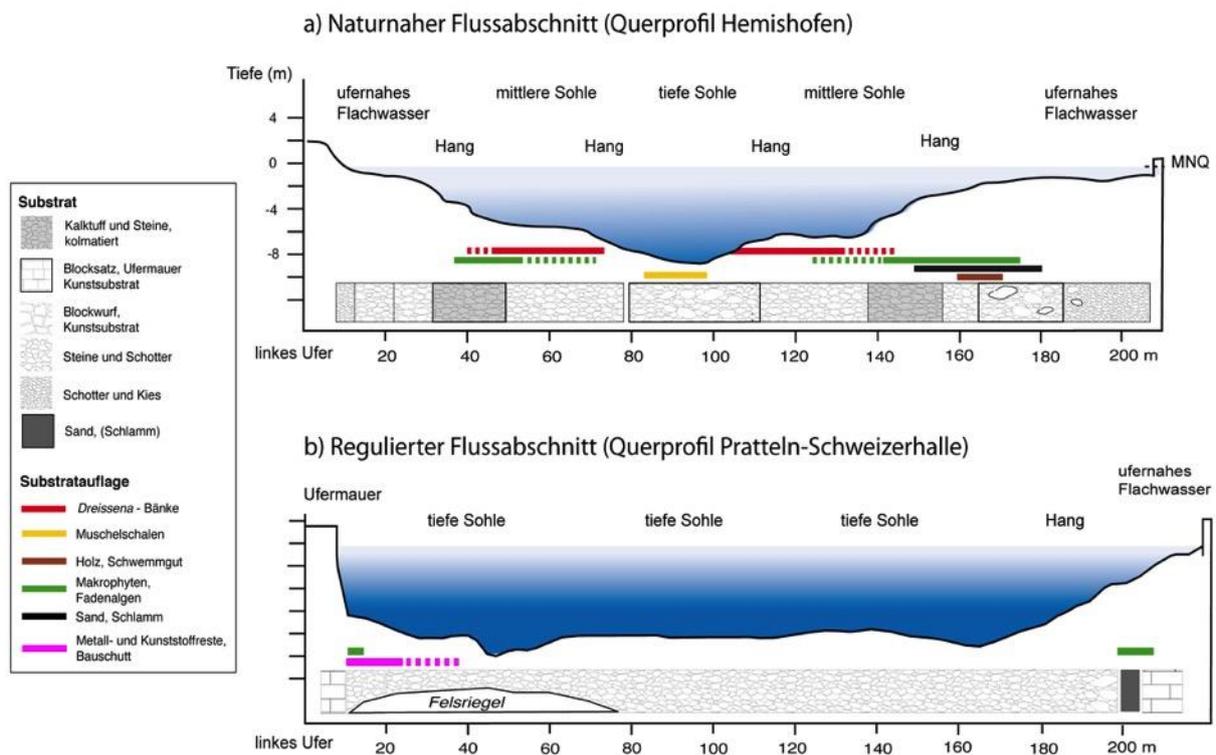


Abb. 3.2: Schematische Darstellung zweier Flussquerschnitte aus dem Hochrhein mit den jeweiligen Sohlsubstraten und Substratauflagen. a) weitgehend naturnaher Flussquerschnitt nahe dem Bodenseeabfluss bei Hemishofen mit hoher Habitatvielfalt. b) Flussquerschnitt im regulierten, für die Grossschifffahrt offenen Abschnitt bei Schweizerhalle nahe Basel. Flachwasserhabitate fehlen hier weitestgehend. Die tiefe Sohle weist eine starke Substrat- und damit auch Habitatmonotonie auf.

Grosse Fließgewässer lassen häufig zusätzlich eine weitere Querzonierung erkennen, die in etwa einer Tiefen- bzw. Gefällezonierung entspricht (im folgenden Abschnitt ist mit Ufer das morphologische Ufer bei mittlerem Abfluss gemeint, nicht der Wasserrand):

Die *ufernen Bereiche* besitzen – wie auch die kleineren Fließgewässer mit ausgeprägten Ufern – eine eigene faunistische Besiedlung. Hier kommen Arten vor, die sich bevorzugt in strömungsberuhigten, stark strukturierten Uferbereichen aufhalten und nur kurze Exkursionen in Richtung Flussmitte durchführen. Zu dieser Gruppe gehören eine Vielzahl von Wasserkäfern, aber auch viele schlupffreie Larven anderer Insektengruppen.

Ufernahe Flachwasserbereiche sind meist ebenfalls nur mässig stark überströmt und können damit noch von freischwimmenden Arten genutzt werden (z.B. viele *Baetis*-Arten). Dies gilt besonders, wenn Makrophytenbestände vorhanden sind. Die zwei ufernahen Bereiche werden weniger von sessilen oder halbsessilen Arten besiedelt, da diese Bereiche nicht selten trockenfallen.

Die *Halde* – der mehr oder weniger steil abfallende Bereich zwischen Ufer oder Flachwasser und Strömungsrinne – ist meist schon sehr kräftig überströmt. Hier kommen vor allem Organismen vor, die sich bevorzugt am und zwischen dem Sohlsubstrat fortbewegen bzw. an diesem anheften. Das Substrat ist in der Regel über längere Zeiträume stabil und ganzjährig benetzt, so dass – zumindest an den stabilen Strukturen – sessile oder halbsessile Organismen leben können. Hierzu gehören neben Schnecken, Muscheln, Schwämme, Moostierchen viele Filtrierer und Arten, die Wohnröhren bauen.

Der *Tiefenbereich* (Strömungsrinne, Talweg) weist die stärkste Strömung auf und ist meist aufgrund dieser Strömung und häufigem Geschiebetransport nur im stabilen Lückensystem von Spezialisten besiedelbar. Tiefe ruhig durchströmte Bereiche wie Kolke, Buchten aber auch Staubereiche besitzen meist ein völlig abweichendes Substrat und eigene Besiedlungszönosen. In tieferen Bereichen der Flusssohle gewinnen auch die wassertiefenabhängigen Veränderungen von Faktoren wie Lichtdurchflutung an Bedeutung, die bei kleinen Gewässern keine Rolle spielen.

Diese grossräumig ausgeprägte Gliederung in Tiefenbereiche lässt sich nur in grossen Fliessgewässern finden, während in kleinen allenfalls noch der ufernahe Bereich als separate Zone abzugrenzen ist, die übrigen Habitatcharakteristika aber meist nur sehr kleinräumig verteilt auftreten.

Grosse Fliessgewässer sind also i.d.R. gekennzeichnet durch die grossräumige Ausprägung von deutlich unterscheidbaren Tiefenbereichen sowie eine ausgeprägte Gliederung in mindestens drei longitudinale Bereiche mit zwei Randbereichen, die durch einen mittleren, stark strömenden Bereich getrennt sind. Diese Zonierung kann weiter durch Verzweigungen, Inseln etc. aufgegliedert sein, findet sich aber in den Hauptarmen dieser Flüsse immer wieder.

Eine ganze Reihe von Untersuchungen belegt, dass die Beprobung der tiefen Bereiche und der angrenzenden Flachwasser- oder ufernahen Bereiche sehr unterschiedliche Ergebnisse erbringen kann [z.B. PEHOFFER 1998, REY & ORTLEPP 1997, NEALE et al. 2006].

3.1.4 Typen und Abschnittstypen grosser Fliessgewässer

Eine Typologie der grossen Fliessgewässer ist bislang nicht entwickelt. Dies ist nicht verwunderlich, da diese Gewässer oft eine beträchtliche Länge aufweisen und sich ihr Charakter mehrfach deutlich ändert. Diese Änderungen bestehen nicht nur in der normalen Abfolge der Fliessgewässerregionen (Fischregionen, biozönotischen Regionen), sondern umfassen auch azonale Aspekte wie Seeabflüsse, Mündungsökotone von Zuflüssen, sprunghafte Änderungen der Geomorphologie (Durchbrüche) und Ähnliches. Zudem werden die grossen Fliessgewässer oft intensiv genutzt, sei es als Schifffahrtsstrasse oder zur Energiegewinnung mit einer Abfolge von Stau- und Restwasserbereichen. Es ist daher wohl angemessener, eine «Abschnittstypologie» grosser Fliessgewässer auszuarbeiten, welche diesen Aspekten Rechnung trägt.

Einige dieser Aspekte sind vor allem den grossen Fliessgewässern eigen. So werden die Uferzönosen grosser Gewässer oft von den mit Zuflüssen eindriftenden, eher rhithralen Elementen geprägt. Auch Wasserchemie, Wassertemperatur und Trübung werden in der Uferregion oft durch Zuflüsse bestimmt, die sich nur langsam im Längsverlauf einmischen. Schliesslich ist die permanente mechanische Störung der Sohl- und Uferbereiche durch Schiffswellen und -turbulenzen in Flüssen mit Schifffahrt besonders ausgeprägt.

3.1.5 Referenzbiozönosen grosser Fliessgewässer

Durch die beständige Anreicherung der Flussbenthoszönose mit eindriftenden Organismen aus den Zuflüssen ist es schwierig, eine für ein grosses Fliessgewässer oder einen seiner Abschnitte zutreffende Referenzbiozönose anzugeben. Es bietet sich daher an, noch einmal zwischen der Besiedlung der «flachen» ufernahen Bereiche und der Besiedlung der tiefen Sohle zu unterscheiden. Indikatoren der Uferzone rekrutieren sich in unterschiedlicher Masse aus Arten des Einzugsgebiets, Arten aus Neben-

und Begleitgewässern und aus den Flussauen sowie den typischen potamalen Arten. Zu den Indikatorarten der tiefen Sohle zählen vor allem potamale Filtrierer, die sich von organischer Drift aus dem Wasserkörper ernähren. Die Dichten einiger MZB-Arten können sogar mit zunehmender Wassertiefe zunehmen, hierzu zählen vor allem aktive Filtrierer wie Muscheln und Schwämme und Insektenlarven wie z.B. die Grundwanze *Aphelocheirus* und die Larven der Eintagsfliegenarten *Heptagenia sulphurea* und *Potamanthus luteus*.

Wie bereits angesprochen, werden oder sind bereits in mehreren Ländern die naturnahen Referenzbiozöosen kleiner und mittelgrosser Fließgewässer in Abhängigkeit vom Fließgewässertyp standardisiert und für verschiedene biogeografische Regionen und Höhenbereiche angepasst.

3.1.5.1 Herangehensweise bei der Aufstellung der Referenzbiozönose

Für grosse Fließgewässer können an dieser Stelle nur erste Hinweise gegeben werden, was bei einer späteren Erarbeitung einer Referenzbiozönose zu beachten ist. Hierzu sollten zunächst Fließgewässer ausgewählt werden, deren Arteninventar bereits über mehrere bis viele Jahre untersucht wurde und von dem es auch historische Aufzeichnungen gibt. Als Beispiele für gut untersuchte grosse Flüsse gelten der Hochrhein [z.B. Rey et al 2015], der Alpenrhein [REY & HESSELSCHWERDT 2016] und die Aare [REY et al. 2013].

Die aquatische Fauna und Flora des Hochrheins wurde seit Anfang des 20. Jahrhunderts immer wieder umfassend [LAUTERBORN 1916, KNÖPP 1957] oder lokal [div. Autoren] erhoben. Seit 1990 finden Untersuchungen in Intervallen von 5–7 Jahren statt [SCHÖLL et al. 2015]. Auf diese Weise können hinsichtlich des Arteninventars Vergleiche gegenüber Zeiten mit geringerer und solchen mit höherer anthropogener Belastung gezogen werden. Auch ist weitgehend bekannt, welche Arten seit ca. 1900 ausgestorben sind bzw. wie sich die relativen Dichten und Verbreitungen der einzelnen Taxa entwickelt haben.

Neben den Informationen über die früheren Artenspektren liegen auch gute Beschreibungen über die Flussmorphologie und die flussnahen Nutzungen [z.B. LAUTERBORN 1916–18] bzw. historische Karten vor, anhand derer sich Flussmorphologien rekonstruieren lassen (z.B. Römerkarte für den Alpenrhein, Karten des Grossherzogthums Baden für den Hochrhein). Trotz anthropogener Überprägung ist es daher möglich, eine Einteilung in historisch-zoogeografisch unterscheidbare Abschnitte vorzunehmen und diese einer Referenzbiozönose zuzuordnen. Für den Alpenrhein liegt beispielsweise ein «fischbiologisches Leitbild» [EBERSTALLER et al. 1997, 2014] vor, welches für den biologischen Gewässerzustand (nach EU-WRRL) des Flusses herangezogen wird und auch im Rahmen von Aufwertungsmassnahmen Verwendung findet.

Für die spätere Erarbeitung von Referenzbiozöosen des MZB grosser Schweizer Fließgewässer ist unter anderem anzumerken:

- als Referenz sollte zunächst eine *aktuelle* oder *historische natürliche Referenz*, also die Biozönose eines naturnahen Gewässerstadiums rekonstruiert werden
- als *Zielzustand* für stark veränderte und/oder dauerhaft genutzte Gewässerabschnitte sollte ausgehend von der aktuellen oder historischen natürlichen Referenz eine Ziel-Benthoszönose erarbeitet werden, die auch die irreversiblen Veränderungen und Nutzungen widerspiegelt

- es ist anzustreben, für die Referenzbiozöten nicht nur Artenlisten aufzustellen, sondern den Arten auch Häufigkeitsklassen zu ordnen
- nicht heimische Arten (Neozoen) sind auch dann nicht in der Referenzbiozöte aufzuführen, wenn sie sich bereits seit langem (Jahrzehnte, Jahrhunderte) im Fluss etabliert haben, sie sind jedoch bei der Definition der Ziel-Benthosbiozöte zu berücksichtigen
- Referenzarten für die Bewertung des biologischen Gewässerzustands (Bewertung gegenüber einem natürlichen Zustand) sind nicht gleichzusetzen mit Zielarten oder Leitarten (Potenziale für Schutz- und Verbesserungsmassnahmen)

3.1.6 Der besondere Stellenwert von invasiven Neozoen in grossen Fliessgewässern

Die Ausbreitung neozoischer Wirbelloser kann zwischenzeitlich als einer der entscheidenden Faktoren für einen Artenrückgang in grossen schiffbaren Flüssen, Seeabflüssen und Seen angesehen werden, wie es z.B. für den gesamten Rhein eindrücklich dokumentiert werden konnte [SCHÖLL et al. 2015]. Im Rahmen der koordinierten biologischen Untersuchungen im Hochrhein [REY et al. 2015, HYDRA 2017] und den koordinierten Untersuchungen an der Aare [REY et al. 2013] und der Reuss [HÜRLIMANN et al. 2010] wurde die Ausbreitung invasiver Neozoen und der Rückgang angestammter Arten auch in Schweizer Flüssen kontinuierlich verfolgt und dokumentiert. Zwischenzeitlich zeigen MZB-Proben aus diesen Flüssen, dass bis über 99 % der Besiedlungsdichte und Biomasse durch Neozoen repräsentiert werden. Daneben erreichen sie bisher aber an keiner Stelle mehr als 10 % der Artenzahl. Dies bedeutet, dass durch wenige, dicht siedelnde Arten die gesamte Benthosbiozöte geprägt und monotonisiert wird.

Diese Beobachtungen zeigen deutlich ein Problem, vor dem man bei der Entwicklung einer Methode zur Untersuchung und Bewertung grosser Fliessgewässer derzeit steht: Oftmals sind die vor rund 20 Jahren noch gut erfassbaren Reste einer Referenzbiozöte gar nicht mehr gesichert genug, um ihre Arten als Indikatoren für den Gewässerzustand heranzuziehen. Insbesondere Besiedlungsanteile und Individuenzahlen der angestammten Arten werden kaum noch von den abiotischen Einflussfaktoren begrenzt, sondern vielmehr durch die Konkurrenz seitens der invasiven Neozoen. Dies mag allerdings auch eine vorübergehende Erscheinung sein, wie man aus früheren (weniger artenreichen) Invasionen und aus dem Rückgang verschiedener Neozoen nach ihrer explosiven Vermehrungsphase vielleicht ableiten könnte. Bis dahin sollten jedoch auch die Indikatoreigenschaften der Neozoen untersucht und genutzt werden. Die Berücksichtigung von Neozoen bei der Bewertung des Gewässerzustands erfolgt derzeit ausschliesslich durch ihre Bewertung als Störung und verdeckt, wie bereits gesagt, andere, abiotische Einflüsse. Die Neozoen sind im Übrigen als nutzungsbedingte (Besatzmassnahmen, Schifffahrt) Störung zu werten, die allerdings auch bei Einstellung der Nutzung nicht mehr verschwinden wird.

3.2 Grundlagen für die Benthosprobenahme in grossen Fließgewässern

Die Untersuchungen grosser Fließgewässer stellen sowohl im theoretisch-methodischen Bereich als auch im logistischen Bereich besondere Anforderungen. Die Vielzahl unterschiedlicher Abschnittstypen, aber auch die Weitläufigkeit der Typenabfolge und die weiträumige Verteilung von Habitatstypen erschwert eine repräsentative Auswahl der Untersuchungsstellen.

3.2.1 Repräsentativität der Untersuchungen

Bei der Untersuchung und Zustandsbewertung von grösseren Fließgewässern ist eine hinsichtlich der Gewässereigenschaften aussagekräftige Auswahl von Untersuchungsstellen erforderlich. Diese Auswahl muss Faktoren wie Gewässer(abschnitts)typ, biozönotische Region, Beeinflussung durch Zuflüsse, Verbau und Nutzung, biologische Einflüsse und das Habitatangebot (vgl. Kap. 2.1.3) berücksichtigen. Da diese Faktoren nicht zwangsweise die gleichen lokalen Grenzen und Gradienten aufweisen, ist eine repräsentative Untersuchungsstellenauswahl recht arbeitsintensiv und erfordert häufig eine vorausgehende Inaugenscheinnahme des gesamten zu untersuchenden Flusslaufs.

Im Laufe von wiederholten Untersuchungskampagnen kann sich herausstellen, dass eine ehemals geeignete Untersuchungsstelle – etwa infolge von Verbau oder Revitalisierung – nicht mehr typisch für den ursprünglich vertretenen Abschnitt ist. Dann ist abzuklären, ob sich der Charakter des Abschnitts verändert hat oder ob die Untersuchungsstelle zugunsten einer neuen, repräsentativeren aufzugeben ist. Ein Festhalten an einer solchen veränderten, nun untypischen Untersuchungsstelle ist nur zu rechtfertigen, wenn damit besondere, lokale Aspekte abgeklärt werden sollen.

3.2.1.1 Gewässertyp - Gewässerabschnittstyp

Für die grossen Fließgewässer der Schweiz liegt noch keine detaillierte Typisierung vor. Die grossen Schweizer Fließgewässer sind charakterlich sehr unterschiedlich und weisen oft auch im Längsverlauf deutliche Differenzierungen auf. Zur Typisierung sind folgende Aspekte heranzuziehen:

- Abflussregime, *Wasserführung, Gefälle, Talform, Höhenlage*
- natürliche Laufform
- Geschiebehalt
- Temperaturregime, *Geologie des Einzugsgebiets*
- *Biogeographische Region**

**kursiv* sind Aspekte, die bereits bei der Typisierung kleinerer Schweizer Gewässer berücksichtigt werden [SCHAFFNER & al. 2013]

3.2.1.2 Gewässertypisierung am Beispiel des Hochrheins

Einen ersten Typisierungsvorschlag für den gesamten Rhein erarbeiteten POTTGIESER & HALLE [2004]. Die Typisierung berücksichtigt geomorphologische ebenso wie biozönotische Faktoren, aber ausdrücklich keine anthropogenen Veränderungen. Dabei wird bei den biozönotischen Bewertungen nur das Vorkommen/Fehlen von Taxa berücksichtigt, nicht aber deren Abundanz. Damit werden bei kräftig strömenden, grossen Fließgewässern wie dem Alpenrhein und dem Hochrhein biozönotische Grenzen als Folge von Verdriftungen weit flussab verlegt. Für den Hochrhein schlagen POTTGIESER &

HALLE [2004] nur zwei natürliche Abschnittstypen vor, deren Abgrenzung einzig auf dem Vorkommen von Bodenseephytoplankton im Abschnitt vom Bodensee bis zum Rheinfall beruht:

- Seeausfluss-Typ des Hochrheins mit mässigem Gefälle, ohne Geschiebe und mit einem nur vom Bodenseewasserstand bestimmten Abfluss
- Engtal-Typ des Hochrheins mit starkem Gefälle, tief und steil eingeschnitten in eiszeitliche Schotterterrassen ohne natürliche Auengewässer

Diese Einteilung lässt sich, unter Einbezug der Abundanzen, auch anhand des MZB bestätigen, wobei sich der Seeabflusscharakter in abgeschwächter Form noch weiter fortsetzt und zunehmend von einem hyporhithralen bis epipotamalen Charakter überlagert wird. Allerdings erscheint bei Heranziehung weiterer Gewässercharakteristika als abschnittsbestimmende Kriterien eine weitere Unterteilung des Hochrheins zwingend, wie sie im Rahmen der koordinierten biologischen Untersuchungen am Hochrhein auch praktiziert wird [REY et al. 2015; REY & HESSELSCHWERDT 2016; sowie Kap. 3.2.2.1].

3.2.2 Untersuchungsbereiche

Untersuchungsabschnitt oder -bereich: Der Untersuchungsabschnitt, innerhalb dessen die Probenahmen stattfinden sollen, soll eine einerseits charakterlich möglichst einheitliche, andererseits typische Flussstrecke repräsentieren (vgl. 3.2.2.1).

Untersuchungstransekt: Der Untersuchungstransekt ist ein Flussquerschnitt, der die ufernahe Sohle beider Ufer und die tiefe Gewässersohle umfasst. Er sollte so gewählt werden, dass sowohl Ufer als auch Sohlhabitate möglichst für den Untersuchungsabschnitt typisch sind. Die einzelnen Untersuchungsstellen eines Transekts können über den gesamten Untersuchungsabschnitt verteilt sein. (Erläuterungen unter Probenahme). Der Transekt sollte zumindest eine der Gewässerbreite entsprechende Flusslänge umfassen und alle wesentlichen Strukturmerkmale (riffle, pool, Rinne) beinhalten (Abb. 3.3).

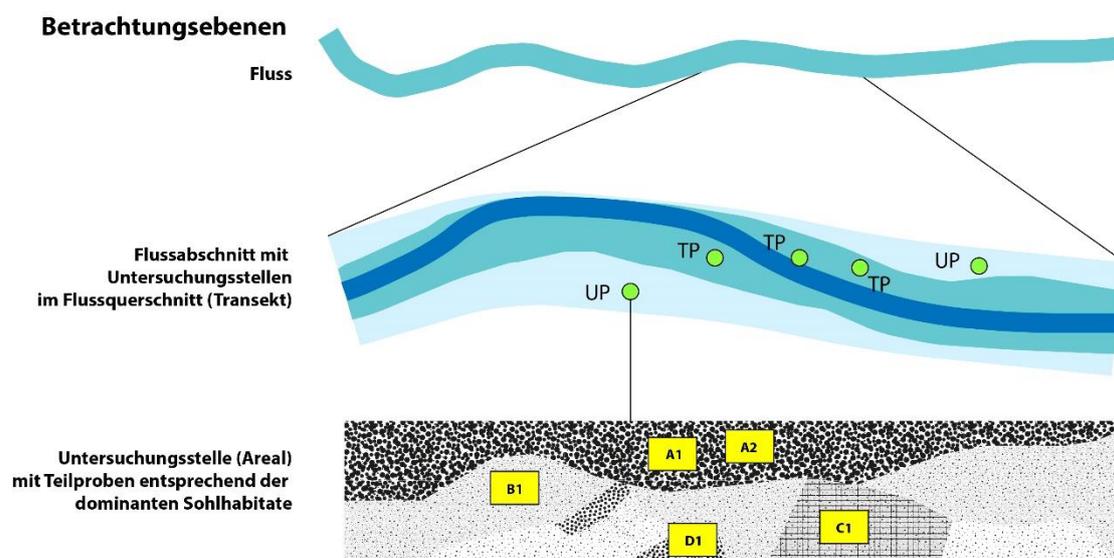


Abb. 3.3: Schematische Darstellung der verschiedenen Dimensionen und Betrachtungsebenen sowie relativen Lagen von Untersuchungsbereichen. UP = Uferprobestelle; TP = Taucherprobestelle. A bis D = Teilproben einer Untersuchungs- bzw. Probestelle, Zahl entsprechend der Flächenanteile dominierender Sohlsubstrate

Untersuchungsstelle oder Probenahmestelle: Untersuchungsstellen sind Gewässerbereiche, die mehrere Habitate umfassen können, die gemeinsam beprobt werden. Untersuchungsstellen sind daher Areale von unterschiedlicher Ausdehnung, in der Regel von etwa 10–50 m² (unter Wasser in der Praxis nicht mehr als ca. 25 m²).

3.2.2.1 Untersuchungsabschnitt

Ein Untersuchungsabschnitt sollte vollständig einem einzigen *natürlichen Gewässer- bzw. Abschnittstyp* angehören. Ein Untersuchungsbereich sollte daher einheitlich ausgeprägt sein hinsichtlich:

- Talform, Linienführung, Gefälle, Gewässerbreite (Typ)
- Abflussregime, Gewässerchemie, Geschiebeführung

Darüber hinaus sollten keine wesentlichen Zuflüsse innerhalb des Untersuchungsbereichs münden und sowohl Verbau (meist Uferverbau) als auch Gewässernutzung (Flusskraftwerke, Schifffahrt) innerhalb eines Untersuchungsbereiches einheitlich sein.

3.2.2.2 Untersuchungstransect/-querschnitt

Ein Untersuchungstransect repräsentiert einen typischen Gewässerabschnitt innerhalb eines Untersuchungsbereichs. Die einzelnen Untersuchungsstellen im Transect müssen weder im 90° Winkel zur Uferlinie noch in einer Reihe angeordnet sein, sondern typische Flusskompartimente im Querschnitt erfassen. Für den Fall, dass der Untersuchungsabschnitt von Strecken mit abweichenden Gewässermerkmalen (oft Nutzungen) unterbrochen wird oder einzelne Gewässerparameter sich im Längsverlauf wesentlich verändern, sollte er durch mehrere Untersuchungstransecte erfasst werden. Die Transecte selbst sollen die Grenze zwischen zwei Untersuchungsabschnitten nicht überschreiten.

3.2.2.3 Untersuchungs-/Probenahmestellen

Die Untersuchungsstellen sind die Punkte im Transect, an denen die Benthosproben genommen werden (Abb. 3.3). Die Lage der Untersuchungsstellen sollte so gewählt werden, dass alle wichtigen Lebensräume der Flusssohle und der beiden Ufer erfasst werden. Da die beiden ufernahen Bereiche und die tiefe Gewässersohle in grossen Fließgewässern in der Regel sehr unterschiedliche Lebensräume besitzen, sollten diese Flusskompartimente jeweils durch eigene Probenahmestellen repräsentiert werden: minimal je einmal linkes Ufer, rechtes Ufer und «Flussmitte». Dabei zählen als Uferbereiche bzw. als ufernahe Flusssohle nicht etwa ausgedehnte Flachwasserareale, sondern überwiegend die (abhängig von Strömung und Gewässertiefe) nur einige Meter breiten Bereiche entlang der Wasserlinie. Zur tiefen Sohle zählen alle bei mittlerem Abfluss (MQ) entweder nicht bewatbaren Bereiche oder generell Sohlflächen, über die in einem grossen Fließgewässer die Hauptströmung verläuft. Ohne eine Unterscheidung zwischen ufernahen und tiefen Sohlenbereichen gehen wesentliche Informationen zum Gewässerzustand und zu den zugehörigen Gewässerparametern verloren.

Zahl und Auswahl der Probenahmestellen im Transect können rein zufällig, rein gezielt oder mit einer Mischform (stratifizierte Zufallsstichproben) erfolgen. Bei einer rein zufälligen Probestellenverteilung kann nur eine sehr hohe Zahl von Teilproben die Erfassung der Besiedlung aller wichtigen Habitate gewährleisten. Eine gezielte Verteilung der Probestellen birgt die Gefahr, dass nicht erkannte oder schwer differenzierbare Habitattypen systematisch unterrepräsentiert sind. Der Begriff «stratifizierte/geschichtete Zufallsstichprobe» stammt aus der Statistik und beschreibt eine

Untersuchungsabschnitte am Beispiel des Hochrheins

Entgegen der Gewässertypisierung des Rheins durch POTTGIESSER & HALLE (2004) gehen die Bearbeiter der koordinierten biologischen Untersuchungen am Hochrhein von mindestens vier klar charakterlich unterscheidbaren Untersuchungsabschnitten im Hochrhein aus (nach REY et al. 2015):

Abschnitt 1: Seeabfluss Bodensee bis Thurmündung

- Kaum Geschiebe, gepufferter Abfluss
- Unterbrochen durch Kraftwerk Schaffhausen, Rheinfall und Kraftwerk Rheinau

Abschnitt 2: Hochrhein von Thurmündung bis Aaremündung

- Abfluss bestimmt durch Bodensee und Thur; Geschiebeeintrag durch die Thur
- Unterbrochen durch die Kraftwerke Eglisau und Rekingen

Abschnitt 3: Hochrhein von Aaremündung bis Rheinfeldern

- Abfluss bestimmt durch Zufluss der Aare; potenzieller Geschiebeeintrag durch die Aare; Geschiebeeintrag durch die Wutach
- Nahezu durchgehender Uferverbau, Staukette durch die Kraftwerke Albbruck-Doggern, Laufenburg, Bad Säckingen, Ryburg-Schwörstadt

Abschnitt 4: Hochrhein von Rheinfeldern bis Wiesemündung

- Zunehmender Uferverbau, Schifffahrt, Wellenschlag
- Staukette mit den Kraftwerken Rheinfeldern, Augst-Wyhlen, Birsfeldern und Kembs
- Im untersten Abschnitt Geschiebeeintrag durch die Birs

Die kleineren Zuflüsse (z.B. Töss, Glatt, Wutach, Alb, Murg, Wehra) können die Benthosbesiedlung lokal und zumindest entlang eines Ufers durch Zudrift stark beeinflussen und verstärken im Hochrhein meist die rhithralen Komponenten.

Schwierig ist die Berücksichtigung lokaler Nutzungen, die auch Auswirkungen auf die flussab liegenden Gewässerabschnitte haben (Geschiebehaushalt). Während z.B. das Kraftwerk Rheinau mit seinem Staus das Gewässerkontinuum zwar unterbricht, aber nur geringe Auswirkungen auf den Gewässercharakter unterhalb der Rückleitung hat, stört das Kraftwerke Eglisau den gesamten Geschiebehaushalt flussabwärts und verändert damit den Gewässercharakter wesentlich.

Die Stauketten unterhalb der Aare können dann wieder als ein durchgehender anthropogen geprägter Gewässertyp angesehen werden, der durch die Aufnahme eines Staubereichs ausreichend repräsentiert wird.

In den Planungen, Karten und Berichten der IKSr wird der Hochrhein aktuell als naturnah eingestuft (IKSR 2015), während bis 2009 der Abschnitt unterhalb der Aaremündung als "erheblich verändert" geführt wurde. Das bedeutet, dass nach den Zielvorgaben der EU für den gesamten Hochrhein ein „guter ökologischer Zustand“ (nicht etwa nur „gutes ökologisches Potenzial“) anzustreben ist.

Zufallsstichprobe mit vorgeschalteter regelbasierter Auswahl. Hierbei wird die Grundgesamtheit (hier Gewässerabschnitt) in mehrere kleinere Gruppierungen, welche als Schichten bezeichnet werden, unterteilt. Danach wird aus jeder Gruppierung eine Zufallsstichprobe entnommen.

Im Gewässer werden die vorkommenden Habitattypen (z.B. Substrat, Fließgeschwindigkeit) als Stratifikationskriterium genutzt. So kann eine repräsentative Probenahme bei gleichzeitiger Vermeidung extrem hoher Teilprobezahlen gewährleistet werden. Dies erfolgt beispielsweise beim Multi-Habitat-Sampling einiger EU-Länder. Hier werden die Habitattypen entsprechend ihrer vorher kartierten Häufigkeit anteilmässig beprobt.

3.2.2.4 Anzahl Probenahmestellen und Teilproben

Über die zur Beschreibung/Beurteilung des Gewässerzustands erforderliche Anzahl der Probestellen pro Transekt und der Anzahl Teilproben pro Probenahmestelle kann keine allgemeingültige Aussage getroffen werden – auch wenn die meisten Untersuchungsanleitungen eine fixe Zahl von Stellen pro Bereich und Proben pro Stelle vorschreiben. Bei der flächenbezogenen Probenahme werden die Angaben über Artenzahlen und Abundanzen immer repräsentativer, je grösser die beprobte Gesamtfläche ist. Die Ergebnisse werden robuster, wenn die Probefläche auf mehrere Teilproben verteilt wird. Relativ früh bekommt man stabile Informationen hinsichtlich der typischen Abundanzen, deutlich später über das gesamte Artenspektrum. Ab einer bestimmten Probeflächengrösse ist der Zugewinn an Information nur noch unbedeutend.

Hohe Taxazahlen und Abundanzen werden erzielt, wenn bevorzugt «besiedlungsfreundliche» Habitate (lockere Steine, Blöcke, Moose) beprobt werden. Eine Beschränkung auf die häufigsten Habitattypen kann andererseits – besonders in sehr einheitlichen Gewässerabschnitten – die Zahl der vorhandenen Taxa wie auch die Besiedlungsdichten deutlich unterschätzen. Als Kompromiss wird oft eine relativ hohe Anzahl von Teilproben vorgeschrieben, die gewährleistet, dass auch seltenere Habitate berücksichtigt werden. Bei der relativ geringeren Probenzahl des MSK Stufe F (STUCKI 2010) und dem Kriterium «Bewohnbarkeit» wird durch die bevorzugte Beprobung besiedlungsfreundlicher Habitate gewährleistet, dass ein grosser Teil der vorhandenen Taxa tatsächlich erfasst wird, die Gesamtbesiedlungsdichte kann jedoch überschätzt werden.

Dieses Problem tritt bei der mit 20 hohen Teilprobenzahl des Multi-Habitat-Sampling (MHS) nach EU-Vorgaben kaum noch auf [MEIER et al. 2006]. Hier sind die wichtigsten Habitate entsprechend ihrer Häufigkeit in den Proben vertreten (proportionale Stichprobenauswahl), so dass sowohl eine gute Erfassung der vorhandenen Taxa gewährleistet ist, als auch eine annähernd repräsentative Besiedlungsdichte ermittelt werden kann. Seltene Habitate können durch separate Beprobung erfasst werden, wobei deren Ergebnisse zwar bei den Taxazahlen, nicht aber bei den Besiedlungsdichten berücksichtigt werden.

Beispiel Hochrhein

Bei den koordinierten Benthosuntersuchungen im Hochrhein wurden bisher pro Transekt mindestens 15 Teilproben genommen (je drei Teilproben an linkem und rechten Ufer und neun Teilproben an der Flusssohle). Damit wurden zwar alle drei Flusskompartimente berücksichtigt. Allerdings waren einerseits die Ufer (40% der Proben) überrepräsentiert, andererseits konnten an den einzelnen Ufern jeweils nur wenige Habitate berücksichtigt werden.

Zusammenfassend lässt sich empfehlen, die wichtigsten Habitate der drei Flusskompartimente, linkes Ufer, rechtes Ufer und Gewässersohle, separat zu erfassen und zwar jeweils entsprechend ihres tatsächlichen Anteils im Habitatangebot. Hierzu ist eine vorgegebene Liste der zu unterscheidenden Habitate erforderlich, welche die unterschiedlichen Kombinationen von Substrattyp, Substratgrösse, Lagerung und Fließgeschwindigkeit berücksichtigt aber auch auf Bewuchs und Strömungstyp Bezug nimmt.

3.2.3 Untersuchungstermine

Der Lebenszyklus von Gewässerorganismen ist oftmals saisonal festgelegt, so dass manche Organismen zu bestimmten Jahreszeiten gar nicht im Gewässer nachgewiesen werden können (im Gewässer als Ei-stadium, verpuppt an Land oder Flugzeit als Imago). Zu einem anderen Zeitpunkt tauchen Massenvorkommen von synchron geschlüpften frühen Larvenstadien auf und dominieren die Biozönose. So sind die Biozönosen in jedem Gewässerabschnitt je nach Höhenlage, Wasserführung und Jahreszeit unterschiedlich repräsentativ ausgeprägt. Oftmals ist der typische Organismenbestand auch nur durch mehrmalige, saisonal unterschiedliche Beprobung zu erfassen. Diese Einflussfaktoren sind bereits weitgehend bei der Vorschrift zur Beprobung watbarer Gewässer [STUCKI 2010] berücksichtigt.

Speziell unterhalb grösserer Zuflüsse empfiehlt es sich, keine Benthosuntersuchungen nach grösseren Hochwasserereignissen in diesen Zuflüssen durchzuführen, da die Besiedlung des eigentlichen Untersuchungsgewässers durch Eindriften von Organismen aus diesen Zuflüssen verfälscht werden kann.

Neben den natürlichen Entwicklungszyklen der Benthosorganismen muss bei der Festlegung der Untersuchungstermine auch die Beprobbarkeit der Gewässer berücksichtigt werden. Beprobungen bei Hochwasser-/Schneeschnelzeabflüssen sind nur sehr eingeschränkt möglich und ihre Aussagekraft bleibt begrenzt. In ufernahen Bereichen würden zudem auch Flächen beprobt, die zuvor nicht benetzt waren. Hochwasserabflüsse beeinflussen bei grossen Fliessgewässern mit entsprechend grossem Einzugsgebiet einen recht langen Zeitraum, bis wieder normale Verhältnisse herrschen. Sollen die Untersuchungen dennoch bei erhöhten Wasserständen stattfinden, sind Probenahmemethoden anzuwenden, die auch bei ungünstigen Abflussverhältnissen repräsentative Ergebnisse liefern können.

3.2.4 Untersuchungshäufigkeit (-frequenz)

Die Häufigkeit, in der Untersuchungen eines Gewässerabschnitts durchzuführen sind, hängt stark von der Fragestellung ab. Soll der faunistische Bestand und damit auch das Vorkommen besonderer Taxa, z.B. der Zielarten unter den Wasserinsekten, dokumentiert werden, so sind mindestens drei Untersuchungen im Jahr nötig, mit denen die Winter/Frühjahrsarten, die Sommerarten und die Herbstarten erfasst werden können. Dabei sind allerdings auch die jahreszeitlichen Populationschwankungen der einzelnen Arten zu berücksichtigen.

3.3 Probenahmemethoden für grosse Fliessgewässer

Die Probenahme in grossen Fliessgewässern muss neben den o.g. Planungsinhalten noch weitergehende methodische Anforderungen erfüllen. Sie werden beispielhaft an einigen nationalen Konzepten und bisherigen Untersuchungen an Schweizer Flüssen vorgestellt und diskutiert.

3.3.1 Besondere Anforderungen an die Probenahme in grossen Fliessgewässern

Die Methodik zur Untersuchung des ökologischen Zustands grosser Fliessgewässer ist in den letzten Jahren verstärkt ausgearbeitet worden, aber bislang noch nicht standardisiert. In vielen Fällen wird die Methodik der Untersuchung watbarer Gewässer in geeigneter Weise modifiziert, um einigen besonderen Aspekten grosser Gewässer Rechnung zu tragen. Dabei werden allerdings meist nur die

Probleme der Probenahmetechnik ausführlicher beachtet. Die Schwierigkeiten bei der Probestellenauswahl und dem technischen Ablauf der Probenahme werden häufig umgangen, indem man sich auf die Beprobung watbarer Bereiche beschränkt.

Eine wirklich repräsentative Beprobung des Makrozoobenthos grosser Fließgewässer erfordert aber eine deutliche Modifikation der Methodik gegenüber derjenigen für bewatbare Gewässer hinsichtlich der Lage und Anzahl der erforderlichen Teilproben und hinsichtlich der Probenahmetechnik an nicht einsehbaren und nicht watend beprobaren Gewässerbereichen.

3.3.1.1 Auswahl und Zahl der Probestellen in Untersuchungsabschnitten grosser Fließgewässern

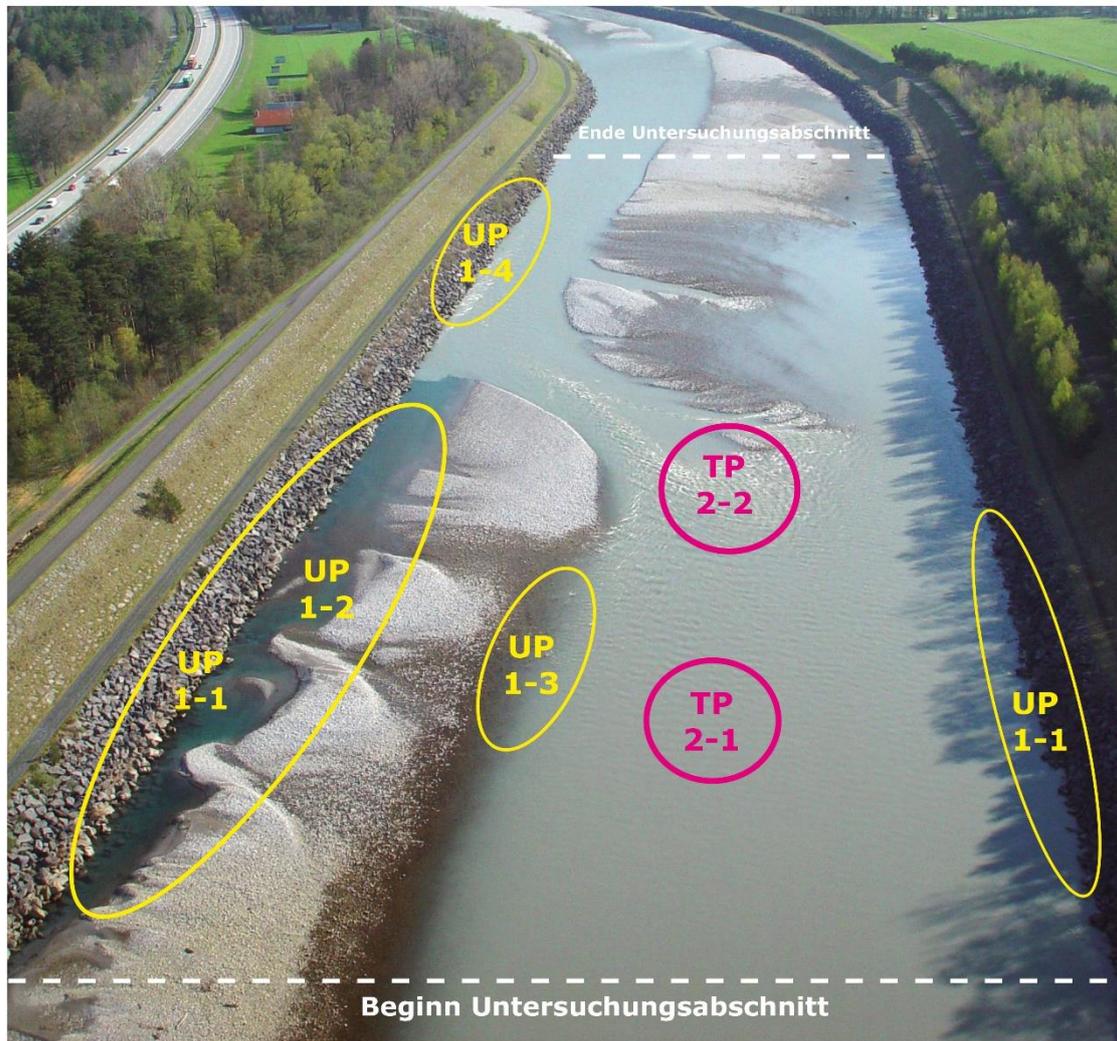
Die Auswahlkriterien für die Lage und Anzahl der einzelnen Probestellen müssen den speziellen Charakter grosser Fließgewässer berücksichtigen:

- Die Gewässersohle, der rechte und der linke Gewässerrandbereich sowie vorhandene Inselstrukturen weisen oft unterschiedliche Besiedlungen auf. Somit fallen sie bei einer Zustandsbewertung möglicherweise in unterschiedliche ökologische Güteklassen. Diese drei Bereiche sollten deshalb stets separat und jeweils mit einer ausreichenden Zahl von Teilproben berücksichtigt werden.
- In den verschiedenen Tiefenbereichen herrschen unterschiedliche abiotische Rahmenbedingungen (Strömung, Druck, Licht u.a.), welche die Besiedelbarkeit beeinflussen können.
- Die Habitats gleichen Typs (z.B. Kies-Schottersohle) sind vor allem in der Hauptrinne des Flusses absolut und relativ grossflächiger als in kleinen Gewässern. Das bedeutet, wesentlich längere Gewässerabschnitte können in die Probenahme und die ökologische Beurteilung mit einbezogen werden. Für die Auswahl der Probestellen steht eine grössere Fläche zur Verfügung.
- Für eine stratifizierte Probestellenauswahl (Definition Kap. 3.3.3.3; z.B. für das Multi-Habitat-Sampling) muss die Habitatausstattung des Untersuchungsabschnitts vor der Festlegung der Teilprobestellen aufgenommen werden (vgl. Abb. 3.4). Einzelne seltene oder abweichende Habitattypen kommen oft nur kleinräumig in die vorherrschenden Habitattypen eingestreut vor und werden daher leicht übersehen. Auch diese müssen vorgängig bei einer Begehung und Habitatkartierung festgestellt werden.

Eine Aufnahme der Habitattypen ist in tiefen oder trüben Gewässern deutlich erschwert. Auch bei guter Sichtbarkeit des Substrats von der Wasseroberfläche aus können einzelne Habitatcharakteristika – wie z.B. die Lagerung des Substrats oder Kolmation – optisch nicht festgestellt werden. Hier ist eine Habitataufnahme in ausreichender Genauigkeit nur durch Taucher möglich.

Die meisten Probenahmemethoden für watbare Gewässer fordern einen definierten Flächenbezug und die Vermeidung einer selektiven Probenahme. Erreicht wird dies durch die Abgrenzung der Probefläche mit einem Sampler und unterschiedliche Methoden für das Einfangen schwimmender und festsitzender Organismen. Aufschwimmende Organismen werden im Driftnetz oder mit Handkescher eingefangen, sessile oder am Substrat klammernde Organismen werden vom Substrat abgelesen, abgekratzt oder abgebürstet.

Multihabitatsampling
 Alpenrhein Lauftyp: kanalartig-gebogen, alternierende Kiesbänke



←————— Untersuchungstransekt —————→

Bereich ufernah links	Bereich Hauptsohle	Bereich ufernah rechts
Uferproben links: UP 1-1: Hinterwasserbereich UP 1-2: Kiesbankrand aussen UP 1-3: Kiesbankrand innen UP 1-3: angeströmtes Blockufer	Taucherproben: TP 2-1: tiefe Sohle TP 2-2: Riffel	Uferproben rechts: UP 3-1: angeströmtes Ufer

Abb. 3.4: Schematische Darstellung eines Multi-Habitat-Samplings am Alpenrhein unter Berücksichtigung der vorgefundenen Habitattypen als Kriterium zur Auswahl der Probenahmestellen (ohne bereits festgelegte Zahl der Teilproben). Quelle: IRKA, Eberstaller & Rey 2007: Monitoring Alpenrhein – Konzept; www.alpenrhein.net.

3.3.2 Überblick der Probenahmemethoden für grosse und tiefe Fließgewässer

Bekannte Beprobungsmethoden in tieferen Fließgewässern sind das Kick-Sampling in gerade noch bewatbaren Bereichen, im tiefen Wasser der Einsatz von Saugvorrichtungen (Air-Lift-Sampler), Dredgen und Greifern oder eine dem Kick-Sampling entsprechende Probenahme durch Taucher. Aber

lediglich mittels eines Taucherschachtschiffs oder den Einsatz von Tauchern können Methoden angewendet werden, die denen watbarer Gewässer vergleichbar sind.

3.3.2.1 Vergleich verschiedener Probenahmemethoden in grossen Fließgewässern

In Tabelle 3.2 sind von den Autoren eine Auswahl von Untersuchungsmethoden anhand einer Arbeit von JONES & DAVY-BOWKER [2014] und eigener Erfahrungen bewertet. Es stellt sich heraus, dass es keine optimalen Probenahmemethoden gibt, die für alle Typen grosser Fließgewässer einsetzbar sind. Dies spiegelt sich auch in den Vorgaben verschiedener Länder wider (Kap. 3.3.3 bis 3.3.7).

3.3.3 Beprobungsmethoden in Frankreich

In Frankreich kommen die Methoden *Indice Biologique Global Adapté (I.B.G.A.)* und *Méthode Grand Cours d'Eau (MGCE)* zum Einsatz.

3.3.3.1 Auswahl der Probestellen und Teilproben

Das französische Protokoll zur Benthosprobenahme in grossen Flüssen [USSEGLIO-POLATERA et al. 2009] berücksichtigt die unterschiedlichen Tiefenzonen der grossen Flüsse. Es werden drei Tiefenzonen unterschieden:

- Beidseitig die flachen Uferbereiche (*la zone de berge*)
- Zentral das Gerinnebett (*la zone profonde; > 2 m*)
- Beidseitig die abfallenden Hänge (*la zone intermédiaire*)

Insgesamt werden 12 Teilproben genommen, in jeder der drei Tiefenzonen 4 Teilproben. Zur Festlegung der Beprobungsbereiche wird der Fluss an 3–11 Transekten (abhängig von der Komplexität der Flussmorphologie) mittels Echolot vermessen.

Dabei wird in jedem Fall Wert auf die Bergung von Sohlmaterial gelegt, also nicht nur von aufgewirbelten oder driftenden Organismen. Somit werden auch am Substrat heftende Organismen erfasst.

3.3.3.2 Probenahmemethoden

Im flachen ufernahen Sohlenbereich werden bis zu Armtiefe Surbersampler eingesetzt, alternativ ein langstieliges Handnetz (Kick-Sampling). Die Methoden entsprechen denen in bewatbaren Gewässern.

Im tiefen Bereich (> 2 m) werden vom Boot gezogene schwere Dredgen zur Aufnahme von Sohlmaterial eingesetzt. Die Dredgen werden möglichst an morphologisch unterschiedlichen Stellen (vorausgehende Echolotvermessung) entgegen der Strömung gezogen, bis eine Menge von mind. 1 L (Korngrößen < 2mm) bis 5 L (Korngrösse > 2mm) Substrat aufgenommen ist. Sollte der tiefe Bereich flacher als 2 m sein, können ersatzweise auch langstielige Kescher vom Boot aus als Sammelgeräte geführt werden.

Im Bereich des Hanges werden abhängig von der Wassertiefe der jeweiligen Teilprobefläche die gleichen Methoden wie die im ufernahen Bereich oder die der Tiefenzone angewandt. An sehr steilen Hängen oder bei sehr grobem Substrat kann ersatzweise auch Kunstsubstrat ausgebracht werden. Das Kunstsubstrat sollte in etwa der Zusammensetzung des vorherrschenden Substrats der Teilprobestelle entsprechen. Es wird direkt am Hang fixiert und 3–6 Wochen exponiert.

Tab. 3.2: Untersuchungstechniken für grosse Fliessgewässer, ihre Eigenschaften und Beurteilung (Gesamteignungen in einer Skala von 1 = wenig oder nur spezifisch geeignet bis 5 = sehr gut geeignet).

Methode/Eigenschaften	Eignung
<i>Einbringen und absammeln künstliche Substrate</i>	1
kein gewässerbezogener Flächenbezug	--
sehr hohe Selektivität	--
nur künstliche Habitatauswahl	-
wenig aufwändig	+
Einsatzbereich: Alle Fliessgewässertypen	+
<i>Teleskopkescher vom watbaren Bereich/Ufer/Boot aus</i>	2
geringer Flächenbezug	-
selektives Sammeln (nur aufscheuchbare Arten)	-
mässige Habitatselektion	0
wenig aufwändig	+
Einsatzbereich: Alle Fliessgewässertypen	+
<i>Taucher mit Unterwassersampler und Netzen</i>	4
sehr guter Flächenbezug möglich	++
sehr geringe Selektivität (Aufscheuchen und Absammeln möglich);	++
sehr gute Habitatselektion möglich	++
aufwändig, nicht bei sehr starker Strömung und sehr grossen Tiefen	-
Einsatzbereich: Alle Fliessgewässertypen und Sonderproben	++
<i>Greifer vom Boot aus</i>	3
geringer Flächenbezug (ausser in einheitlichem Sand - bis Feinkies)	-
geringe Selektivität bis sehr hohe Selektivität (substratabhängig)	0
mittlere Habitatselektion	+
aufwändig	-
Einsatzbereich: nur beschiffbare Flüsse	-
<i>Dredgen</i>	2
geringer Flächenbezug	-
mittlere Selektivität	0
mittlere Habitatselektion	+
wenig aufwändig bis aufwändig	-
Einsatzbereich: nur beschiffbare Flüsse	-
<i>Airlift</i>	3
sehr guter Flächenbezug möglich	++
selektives Sammeln (nur aufscheuchbare Arten)	-
mittlere Habitatselektion	0
sehr aufwändig	-
Einsatzbereich: alle Fliessgewässer, aber nur tiefe Stellen	-
<i>Einsatz eines Taucherglockenschiffs</i>	2
sehr guter Flächenbezug möglich	++
sehr geringe Selektivität (Aufscheuchen und Absammeln möglich);	++
Habitatselektion eingeschränkt möglich	0
sehr aufwändig	--
Einsatzbereich: nur Bundeswasserstrassen	--

Die Probestellen werden systematisch nach Substrat und Fliessgeschwindigkeit ausgewählt, so dass zunächst die typischen Substrate und Geschwindigkeitsbereiche beprobt werden. Die Proben der drei Tiefenzonen werden getrennt ausgewertet. Bei Anwendung von zwei verschiedenen Probenahmemethoden in einer Zone werden auch die Ergebnisse dieser beiden Methoden getrennt ausgewertet.

Die unterschiedlichen Bereiche werden jeweils mit angepassten Methoden beprobt. Ziel ist es, möglichst die Besiedlung verschiedener Substrattypen in der Reihenfolge ihrer Bewohnbarkeit und – mit nachgeordneter Priorität – bei möglichst repräsentativen Fließgeschwindigkeiten zu erfassen.

Während sich die Methode für Uferbereich und Hang in der Regel mit Probenahmen auf einer Flusseite begnügt, müssen die ersatzweise ausgebrachten Kunstsubstrate jeweils auf beiden Flusseiten ausgebracht werden, wobei eine Dredge- oder Netzprobe durch zwei Kunstsubstratproben ersetzt wird.

3.3.3.3 Methodenkritik

Die hier vorgestellte Methode ist eine der wenigen, die wirklich tiefe Gewässerbereiche beprobt. Berücksichtigt wird besonders die Tiefengliederung eines grossen Gewässers, weniger jedoch die typischen Unterschiede der beiden Ufer. Durch die bewusste Aufsammlung von Sohlsubstrat wird eine selektive Besammlung der leicht aufstörbaren Arten gegenüber den festsitzenden Arten vermieden. Die Proben liefern gute Ergebnisse hinsichtlich der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung der Benthostaxa. Abundanzangaben sind dagegen nur in sehr groben Klassen möglich, die kaum zwischen den verschiedenen Methoden verrechenbar sind.

Die Anzahl der vorgesehenen Proben ist weniger an den Erfordernissen des individuellen Gewässerabschnitts ausgerichtet, sondern soll vor allem die Vergleichbarkeit und Anwendbarkeit des schon wesentlich länger eingeführten IBGN (Indice Biologique Global Normalisé) gewährleisten. Eine darüberhinausgehende Auswertung kann – bei entsprechender Probenbearbeitung – hinsichtlich zahlreicher Kenngrößen (u.a. Indices und Metrics) erfolgen, sofern deren Ermittlung keine Abundanzangaben erfordert. Speziell für tiefe Gewässer wurde auch der IBGN modifiziert und wird seit einigen Jahren als Indice Biologique Global Adapté (IBGA) angewandt [z. B. AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE 2013].

3.3.4 Beprobungsmethoden in Grossbritannien

Grossbritannien hat eine lange Tradition der Untersuchung von Flüssen. Bei Benthosprobenahmen begnügte man sich meist mit qualitativen Probenahmen, welche die taxonomische Zusammensetzung der Benthosfauna widerspiegeln, verzichtete aber meist auf die Erfassung von Besiedlungsdichten. In den letzten Jahren wurden mehrere zusammenfassende Arbeiten zur Untersuchung tiefer Flüsse veröffentlicht [z.B. JONES & DAVY-BOWKER 2014] und ein Vorschlag für eine standardisierte Methodik erarbeitet [DAVY-BOWKER, JONES & MURPHY 2014].

3.3.4.1 Beprobungsmethoden

Die vorgeschlagene Methodik unterscheidet drei Vorgehensweisen:

- watbare Flüsse werden mit Kicksampling beprobt
- tiefe, aber schmale Flüsse werden mit einem langstieligen Netz beprobt
- tiefe und breite Flüsse werden mit einem Air-Lift-Sampler beprobt

Alle Beprobungen können durch gezieltes Besammeln bestimmter Habitate ergänzt werden. Kicksampling wird angewandt, wenn mehr als 40 % der Gewässerfläche bewatbar sind. Flüsse mit über 70–80 cm mittlerer Tiefe werden als tief gewertet, Flüsse mit über 10–15 m Breite als breit. Die

genauen Grenzen sind dabei nicht fest fixiert, sondern werden über eine Vorschrift ermittelt. Tiefgründige weiche Sedimente oder Fließgewässer mit starker Strömung können abweichend von obiger Regel beprobt werden.

3.3.4.2 Methodenkritik

Die Eigenheiten grosser Fließgewässer werden bei dem britischen Vorschlag zur Beprobung grosser Flüsse nicht eingehender diskutiert. Man begnügt sich hier mit nicht ausreichend flächenbezogenen Probenahmen. Die für tiefe Stellen vorgesehene Probentechnik des Air-Lift-Samplers ist nur bei feinen Substraten unselektiv. Diese Methodik kann für die bisher in Grossbritannien genutzten Kenngrößen (dort «metrics»), die keine Abundanzen berücksichtigen, und für Flüsse, die überwiegend feines Substrat aufweisen, ausreichend sein. Eine umfangreichere Auswertung und die Übertragung auf andere grosse Fließgewässertypen ist aber nur sehr eingeschränkt möglich.

3.3.5 Beprobungsmethoden in Österreich

Nach der österreichischen Untersuchungsanleitung für watbare Gewässer (Multi-Habitat-Sampling, [OFENBÖCK et al. 2010]) werden grosse Flüsse als ein Spezialfall der bewatbaren Flüsse behandelt.

3.3.5.1 Probenahmemethodik

Methodisch werden in Österreich die grossen Fließgewässer und deren tiefere Sohle hinsichtlich ihres Habitatspektrums nicht entscheidend anders bewertet als bewatbare Fließgewässer. Die entsprechenden Teilproben werden daher im noch watbaren Bereich gewonnen, nach Möglichkeit jedoch an beiden Ufern verteilt.

Die Unterschiede schlagen sich allerdings in der Dimension des untersuchten Flussabschnitts nieder. So soll nach OFENBÖCK et al. [2008] an grossen Fließgewässern mit über 100 m Breite die Länge der Untersuchungsabschnitte zumindest der Gewässerbreite entsprechen.

Für die Besammlung mit teilweise begehbarer Sohle wird eine Kompromiss-Lösung gewählt: Bei der Habitatschätzung wird der Flächenanteil grösserer Wassertiefen jenen Flächen zugeschlagen, welche gerade noch mit Wathose begehbar und besammelbar sind. Stellvertretend für die nicht begehbaren Bereiche werden aliquote Einzelproben aus den noch begehbaren Abschnitten entnommen. Nach Möglichkeit sind beide Uferseiten zu besammeln. Diesem Kompromiss liegt die Annahme zu Grunde, dass die unbegehbaren Abschnitte eine ähnliche Habitatzusammensetzung und Strömungscharakteristik aufweisen wie die gerade noch begehbaren Flächen.

Für den grössten österreichischen Fluss, die Donau, wird der Einsatz eines Air-Lift-Samplers empfohlen, der speziell zur Probenaufsammlung aus grossen Tiefen konstruiert wurde.

3.3.5.2 Methodenkritik

Bei der österreichischen Methode werden Flüsse mit tiefen, nicht watbaren Bereichen bei Beprobungen ähnlich behandelt wie kleinere bewatbare Fließgewässer. Ein zusätzlich hoher Aufwand zur Beprobung tieferer Sohlenbereiche wird umgangen, indem die von ufernahen Bereichen abweichenden Habitateigenschaften in der Tiefe als für die Besiedlung als nicht entscheidend und daher für die Bewertung des Zustands als nicht ausreichend relevant eingestuft werden. Zudem wird eine Kicksampling-Probenahme am Rande des gerade noch mit Wathose bewatbaren Flachbereichs allen-

falls bei geringen Strömungen durchführbar sein und sowohl eine gezielte Habitatwahl wie auch eine halbwegs quantitative Beprobung der Untersuchungsfläche erschweren. Diese Zugeständnisse an die Reduktion von Zeit-, Kosten- und Arbeitsaufwand ignorieren den tatsächlichen Charakter der tiefen Gewässersohle und gehen auf Kosten der Aussagekraft und Repräsentativität der gesammelten Proben.

3.3.6 Beprobungsmethoden in Deutschland

Die deutsche Anleitung für die biologische Untersuchung von Fließgewässern [MEIER et al. 2006b] enthält auch eine Anleitung zur Probenahme in nicht begeharen und/oder dauertrüben Gewässern.

3.3.6.1 Probenahmemethodik

Vorgeschlagen werden der Einsatz von Teleskopkeschern, Dredgen oder Greifern. Vor- oder Nachteile der einzelnen Methoden werden nicht diskutiert und es werden keine Kriterien für eine bestimmte Auswahl gegeben. Als Ziel der Beprobung gilt – wie in watbaren Gewässern –, möglichst alle vorhandenen Habitate zu erfassen und dabei eine vergleichbare Fläche wie in watbaren Gewässern zu beproben. Dabei ist vorgeschrieben, im Interesse einer «Vergleichbarkeit» den grössten Teil der Proben im ufer- oder ufernahen Bereich zu nehmen. Zur Bewertung eines Wasserkörpers werden mindestens acht quantitative Proben möglichst homogener Teilproben mit gleicher Technik (z. B. mit Bodengreifern von einem Schiff aus) entnommen. Die Standorte der Teilproben sollen die ökologischen Verhältnisse auf der gesamten Länge des Wasserkörpers, wenn möglich beidseitig, repräsentieren und können daher mehrere Kilometer auseinanderliegen.

Exkurs: In den Bundesschiffahrtsstrassen wird von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) Koblenz auch ein sog. Tauchglockenschiff zur Benthosbeprobung eingesetzt. Dieses Schiff wird normalerweise zur Bergung von Gefahrgut in der Schiffahrtsrinne eingesetzt. Nachdem eine Tauchglocke auf den Flussgrund abgesenkt ist, wird das Wasser mit Überdruck nach aussen geleitet und ca. 10 m² grosse Sohlenbereiche können trockenen Fusses beprobt werden. Dieser hervorragenden Möglichkeit für eine quantitative Benthosprobenahme stehen der grosse damit verbundene technische Aufwand und die beschränkten Einsatzmöglichkeiten nur in beschiffbaren Abschnitten entgegen.

3.3.6.2 Methodenkritik

Die deutsche Anleitung zur WRRL-konformen Probenahme geht ähnlich wie die österreichische nur wenig auf die speziellen Eigenheiten grosser Gewässer ein, sondern sieht diese nur als speziellen methodentechnischen Problemfall eines watbaren Gewässers. Die einzelnen Probenahmemethoden werden allerdings recht detailliert beschrieben. Für eine angemessene Berücksichtigung der Eigenheiten grosser Gewässer werden keine weitergehenden Angaben gemacht. Wesentlich ist – wie bei den watbaren Gewässern – dass ein fester Flächenbezug der Probenahme verlangt wird, der die Angabe von Besiedlungsdichten erlaubt. Dies ist im Hinblick auf die Auswertung mittels dichteabhängiger Indices und Metrik-Werten von Bedeutung.

3.3.7 Beprobungsmethoden der USA

In den USA wurden sowohl auf Bundesebene als auch in Teilstaaten Methoden zur biologischen Untersuchung grosser Flüsse entwickelt [NATIONAL RIVERS & STREAMS ASSESSMENT 2013/14, FLOTEMERSCH et al. 2006, WESSELL et al 2008]. Diese Methoden umfassen oft zahlreiche Teilaspekte wie Gewässer-morphologie, Gewässerchemie, Makrozoobenthos, Fische, Wasserpflanzen.

3.3.7.1 Probenahmemethodik und Methodenkritik

In all diesen Ansätzen werden bei der Aufsammlung von Makroinvertebraten nur die watbaren oder vom Ufer/Flachwasser aus erreichbaren Flussbereiche beprobt. Die Grösse (Breite) des Flusses wird zwar meist bei der Festlegung der zu beprobenden Flusslänge berücksichtigt (berücksichtigte Länge bis zu 40x Flussbreite), aber die biologisch-ökologischen Besonderheiten grosser Gewässerbite und/oder Tiefe werden kaum beachtet. Die Methoden zur Besammlung sind daher weitgehend den Methoden zur Beprobung watbarer Gewässer entlehnt und nur gering modifiziert. Damit erübrigt sich die weitere Berücksichtigung dieser Ansätze zur Entwicklung einer Methode zur Untersuchung grosser, nicht watbarer Gewässer.

3.3.8 Fazit: Existieren bereits geeignete Methoden zur Benthosuntersuchung grosser Fließgewässer?

Die Beispiele aus verschiedenen europäischen und aussereuropäischen Ländern zeigen, dass die Probleme bei der Beprobung grosser Fließgewässer noch nicht befriedigend gelöst werden konnten. Frankreich liefert dabei die detailliertesten Vorgaben für die Probenahme in grösseren Wassertiefen. Aber fast alle Länder versuchen vor allem, die standardisierbaren und wenig aufwändigen Methoden der kleineren, bewatbaren Fließgewässern auf tiefere Abschnitte in Flüssen zu übertragen. Je nachdem, welcher logistische, personelle und finanzielle Aufwand als angemessen beurteilt wird, werden noch Probenahmemethoden vom Schiff aus vorgeschlagen, aber nicht obligatorisch verlangt.

Man muss jedoch davon ausgehen, dass zumindest in naturnahen Flüssen und in Flüssen mit völlig unterschiedlichen Morphologien am Rand und in der Flussmitte auch eine unterschiedliche Besiedlung hinsichtlich der Artenzusammensetzung und Individuendichte herrscht. Dieser Tatsache kann nur dadurch Rechnung getragen werden, dass die ufernahen Bereiche der Flüsse getrennt von den tiefen Bereichen beprobt und hinsichtlich der Information zur Besiedlung getrennt, aber vergleichbar ausgewertet werden und danach auch der Zustand dieser Kompartimente getrennt bewertet werden kann.

Fazit: Die Kenntnis darüber, dass für die Untersuchung grosser Fließgewässer gesonderte Ansätze mit besseren Erhebungsmethoden benötigt werden, ist überall gegenwärtig. Allerdings wird der Handlungsbedarf nicht als gross genug eingeschätzt, um entsprechend neue Methoden zu entwickeln.

Standardisierte Methode zur Untersuchung bewatbarer Fließgewässer gibt es in allen betrachteten Ländern. In allen Ländern wurden auch bereits Sonderuntersuchungen an grossen Fließgewässern durchgeführt, die viele Kriterien für eine gesonderte Beurteilung erfüllen. Diese werden wegen ihres hohen Aufwands jedoch nicht für ein standardisiertes Vorgehen vorgeschlagen.

3.3.9 Benthosbeprobung mit Einsatz von Tauchern in der Schweiz

In der Schweiz wurde vergleichsweise spät eine verbindliche Methode zur Untersuchung und Bewertung der Makroinvertebratenbesiedlung bewatbarer Fließgewässer fertiggestellt (STUCKI 2010). Wesentlich früher wurden aber auch schon die grossen Schweizer Flüsse mit vergleichbaren Methoden untersucht.

Bereits Anfang der 1970er Jahre wurden im Rahmen des schweizweit durchgeführten MAPOS-Projekts der EAWAG Taucher zur Benthosprobenahme eingesetzt. Im Rahmen des Projekts BUDA (Benthos-untersuchungen der Aare) benutzten die Taucher einen neu entwickelten schweren Unterwasser-sampler, der in ähnlicher Form auch heute noch zum Einsatz kommt (s.u.). Seit 1990 hat sich am Hochrhein eine Benthos-Probenahmemethode unter Einsatz von Tauchern etabliert. Die beschriebenen Tauchereinsätze waren und sind zwar recht aufwändig (vgl. Tab. 3.2), erlauben aber eine aktive Auswahl der zu besammelnden Habitate, eine Anpassung der Probenahme an verschiedene Substrate und eine flächenbezogene und unselektive Probenahme. Sind Taucher zur Beprobung der tiefen Bereiche vor Ort, empfiehlt sich ihr Einsatz in grossen Fließgewässern bereits bei mehr als armtiefem Wasser, da beim watenden Kick-Sampling einerseits die Kontrolle der vorhandenen Habitate zunehmend ungenauer wird, und zum anderen grobe Substrate (Steine, Blöcke) nur schwer aufzunehmen und nicht mehr vor Ort absammelbar sind. Eine genaue Beschreibung der Vorgehensweise im Hochrhein, aber auch des damit verbundenen Untersuchungsaufwands ist Teil 1 der vorliegenden Studie (HYDRA 2017) zu entnehmen.

Vergleichbare Methodiken mit Tauchereinsatz wurden bei Untersuchungen mehrerer Schweizer Flüsse seit 1990 durchgeführt (Tab. 3.3).

Wegen ihrer aktuellen Bedeutung für die Untersuchung grosser Schweizer Fließgewässer sollen die einzelnen Schritte im Folgenden detailliert beschrieben werden. Individuelle Besonderheiten der Probenahmetechnik können jederzeit ergänzt werden.

3.3.9.1 Schritt 1: Vorauswahl der Probestellen

Während der ersten Kampagne werden für eine Verortung der Tiefenbereiche die Flussprofile mit Hilfe eines Echolots aufgezeichnet (nur möglich in bootsbefahrbaren Abschnitten). Für eine stratifizierte Probestellenauswahl (Definition Kap. 3.2.2.3) müssen bereits Informationen zur Habitatbeschaffenheit vorliegen. Georeferenzierte Übersichtsaufnahmen der Sohlenflächen im Transekt können mit verschiedenen Methoden hergestellt werden, am besten während einer Flussquerung mit dem Boot und einer mitgeführten UW-Kamera. In flacheren Flüssen eignen sich auch hochaufgelöste Drohnenaufnahmen.

3.3.9.2 Schritt 2: Informationssammlung und Auswahl der Probeflächen

Der Taucheinsatz erfolgt entweder landgestützt, wobei der Taucher mit Seil gesichert und einer Laufleine vom Ufer aus die Probestelle antaucht oder schiffsgestützt mit einem über der Tauchstelle verankerten Boot. Bei einem Bootseinsatz kann der Taucher auch mit einem Tauchtelefon ausgerüstet werden. Auf diese Weise kann er Beobachtungen von der Stromsohle und Messergebnisse (z.B. Strömungsmessungen) analog an Bord weitergeben. Über Telefon oder nach dem Einsatz werden Feld-

Tab. 3.3: Untersuchungen grosser Schweizerischer Flüsse unter Berücksichtigung der Flusssohle mit Tauchereinsatz.

Fluss	Jahr	Fachbericht
Hochrhein	1969/72	BLOESCH J. (1977): Bodenfaunistische Untersuchungen in Aare und Rhein.- Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 39(1), 46-68 und 42(2), 285–308
	1986/87	STÖSSEL F. (1990): Schädigung und Erholung der Makroinvertebraten im schweizerischen Abschnitt des Rheins nach dem Brandfall in Schweizerhalle (1. November 1986).- Limnologie aktuell, 1 Biologie des Rheins, 287-292
	1990	REY P., BEUTLER R., SCHRÖDER P., STIRNEMANN P., THEEG R. (1992): Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 1990 Teil I: Makroinvertebraten.- BUWAL Schriftenreihe Umwelt Nr. 190.
	1995	REY P., ORTLEPP J. (1997): Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 1995; Makroinvertebraten.- BUWAL Schriftenreihe Umwelt Nr. 283
	2000	REY P., ORTLEPP J. (2002): Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 2000; Makroinvertebraten.- BUWAL Schriftenreihe Umwelt Nr. 245
	2005	MÜRLE U., ORTLEPP J., REY P. (2008): Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 2006/07 Makroinvertebraten.- BAFU Umwelt-Wissen UW-0822-D
	2011/12	REY P., MÜRLE U., ORTLEPP J., WERNER S., HESSELSCHWERDT J., UNGER B. (2015): Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 2011/12 Makroinvertebraten.- BAFU Umwelt-Zustand UZ-1522-D
	2017/2018	In Durchführung: Koordinierte Biologische Untersuchungen am Hochrhein 2017/2018
Aare	1969/72	BLOESCH J. (1977): Bodenfaunistische Untersuchungen in Aare und Rhein.- Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 39(1), 46-68 und 42(2), 285–308
	2001/02	ORTLEPP J., REY P. (2003): Biologische Untersuchungen an der Aare zwischen Bielersee und Rhein. Fachbericht: Makroinvertebraten (Untersuchungen 2001/ 2002). - i. A. der Gewässerschutzfachstellen der Kantone Bern, Solothurn und Aargau, 130 S.
	2008	MÜRLE U., ORTLEPP J., REY P. (2008): Biologische Untersuchungen der Aare zwischen Thunersee und Bielersee. Fachbericht Makroinvertebraten. i.A. des Gewässer- und Bodenschutzlabors, Kanton Bern, Bericht Hydra Öschelbronn und St. Gallen
Limmat	2010	REY P., ORTLEPP J., WERNER S., MÜRLE U., BECKER A., HESSELSCHWERDT J. (2013): Koordinierte biologische Untersuchungen an der Aare zwischen Bielersee und Rhein 2011 – 2013.- Gewässerschutz- und Fischereifachstellen der Kantone Aargau, Bern und Solothurn
	2010	AQUAPLUS (2011): Biologische Untersuchung der Limmat bei Turgi und Wettingen AG. Fachbericht Makrozoobenthos Untersuchungen vom 17. / 18. März 2010. –i.A. des Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Abteilung für Umwelt, Kanton Aargau, Bericht Hydra AG St. Gallen
Reuss	2010	AQUAPLUS & HYDRA AG (2011): Biologische Untersuchungen an der Mittelland-Reuss, Kleinen Emme und Unteren Lorze - Teilbereich Makrozoobenthos. – Bericht i.A. der Gewässerschutzfachstellen der Kantone Aargau, Zug, Zürich und Luzern
Alpenrhein	1999/00	MORITZ C., PFISTER P. (2001): Trübung und Schwall Alpenrhein -Einfluss auf Substrat, Benthos, Fische. Teilbericht Makrozoobenthos, Phytobenthos.- Internationale Regierungskommission Alpenrhein. Projektgruppe Gewässer
	2009/10	REY P., WERNER S., MÜRLE U., BECKER A., ORTLEPP J., HÜRLIMANN J. (2011): Monitoring Alpenrhein. Basismonitoring Ökologie 2009/2010. Benthosbesiedlung - Bericht zuhanden Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA), Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. 159 S.
	2015	REY P. & HESSELSCHWERDT, J. (2016): Monitoring Alpenrhein. Basismonitoring Ökologie 2015. Benthosbesiedlung, Jungfischhabitate, Besiedlung der Kiesbänke – Herausgeber: Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA), Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. 101 S. + Anhang.
Rhône	2001/02	BAUMANN P. (2004): Revitalisierung und Benthos der Rhone.- Schlussbericht SP I-6, Rhone-Thur Projekt, EAWAG, WSL, Limnex AG: 101 pp. + Anhang.(hierin noch weitere Hinweise)

protokolle ausgefüllt, die folgende Angaben zur qualitativen und quantitativen (Flächenanteile in Prozent) Sohlbeschaffenheit festhalten:

- Substratbedeckung: Falllaub/Holz/Baumwurzeln/Muschelschalen
- Kolmatierung der Flusssohle: Steine sind locker oder anklebend
- Material unter der Deckschicht
- Kiesel- und Fadenalgenaufwuchs
- Makrophytenbewuchs

Die Probenahme erfolgt nach dem Prinzip des Multi-Habitat-Samplings. Entsprechend der Flächenanteile der unterschiedlichen Sohlenkategorien (-habitats) erfolgt für jede der Probestellen im Querschnitt die Auswahl mehrerer Teilprobeflächen. Diese werden danach in der Regel zu einer Sammelprobe vereinigt. Das dafür betrachtete Areal (die Untersuchungsstelle) sollte in etwa eine Fläche von 25–50 m² umschliessen.

Als Probenahmegerät hat sich ein runder, 25 kg schwerer und oben geschlossener Unterwasser-Sampler bewährt (Abb. 3.5). Das Gerät mit einer kreisförmigen Grundfläche von 0,07 m² wird vom Taucher mit Hilfe zweier seitlicher Griffe 5–10 cm in den Boden gedreht, sodass die Wassereintrömöffnung gegen die Strömungsrichtung zeigt. Auf der gegenüber liegenden Seite befindet sich eine Öffnung mit Stülprand, an dem Wechselnetze befestigt sind, die nach der Probenahme leicht wieder entfernt werden können. Durch eine abgedichtete Handöffnung an der Oberseite kann das Substrat innerhalb der abgeschlossenen Fläche in den Wechselsack befördert werden. Durch ein daneben angebrachtes Sichtfenster wird die Arbeit kontrolliert.

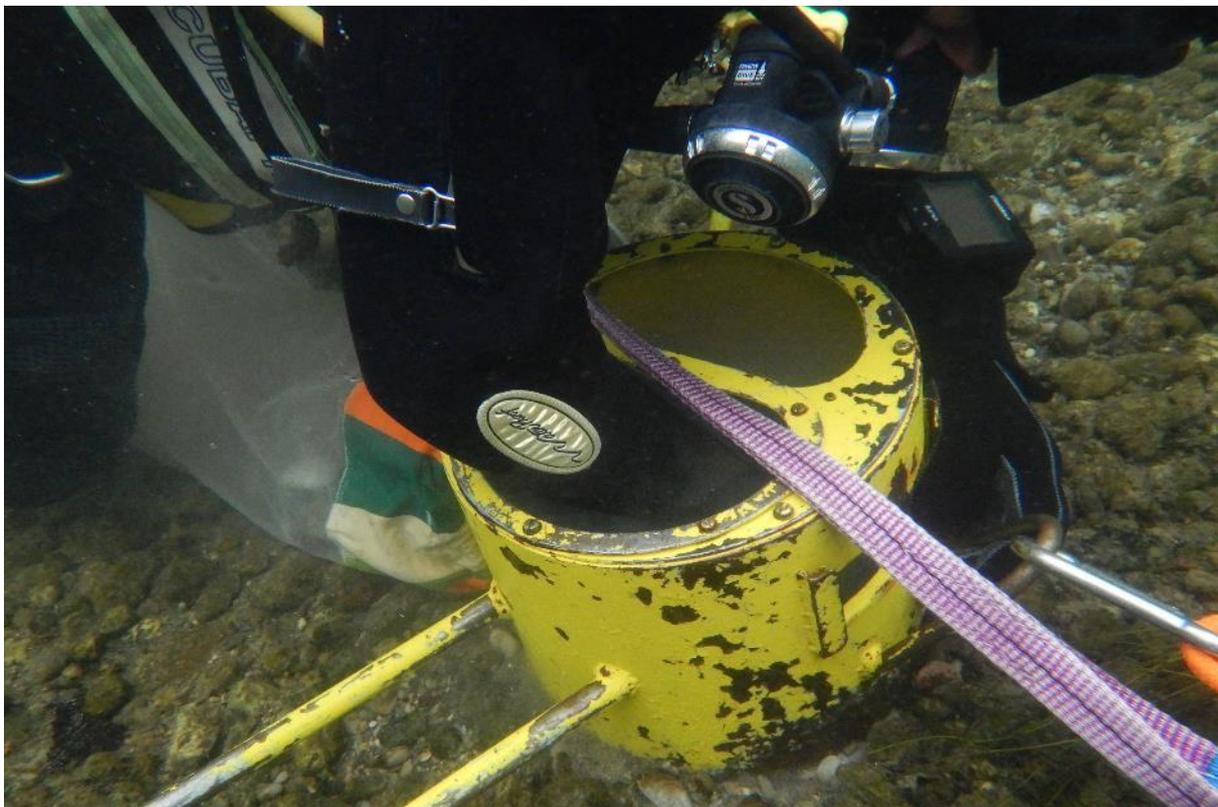


Abb. 3.5: Schwerer Unterwassersampler mit auswechselbarem Probenetz.

Sonderhabitats (z.B. Makrophytenpolster, Fels u.a.) und seltene oder nicht flächenbezogen erfassbare Organismen (z.B. Grosskrebse, Grossmuscheln, Schwämme, Kolonien von Polypen oder Moostierchen) werden gesondert und qualitativ beprobt.

3.3.9.3 Schritt 4: Dokumentation und UW-Messungen

Die Substratzusammensetzung im Bereich der Probestelle und der jeweiligen Teilprobe wird vor und/oder nach der Probenahme fotografisch festgehalten. Dokumentiert werden auch die nicht beprobten oder gleichwertig beprobaren Flächen/Strukturen in der näheren Umgebung (Übersichts- und Detailaufnahmen). Die von jedem Tauchpunkt erstellten Substrataufnahmen zeigen bestenfalls neben einem Flächen-Raster als Grössenbezug die genaue Tauchtiefe, Datum, Zeit sowie die Wassertemperatur.

Mithilfe eines Strömungsmessgeräts kann der Taucher die Fließgeschwindigkeiten über Grund messen; die Ablesung der Werte erfolgt an Land. Ist ein Einsatz des Messflügels an der Probestelle nicht möglich, genügt auch eine Abschätzung der Fließgeschwindigkeiten mit der Driftkörpermethode (Genauigkeit +/-10 cm/s).

Der Taucher kann parallel auch Wasserproben zur Ermittlung der chemischen Wasserqualität, Planktonproben und Proben zur Analyse der e-DNA nehmen, Steine der Sohle für Benthos entnehmen oder auch Makrophyten kartieren (vgl. Kap. 5.1 & 5.3). Durch Kombination der Untersuchung mehrerer Module reduziert sich der Zusatzaufwand der Bereitstellung von Tauchern für jedes Modul.

3.4 Probenbearbeitung

Die Bearbeitungsmethoden von Benthosproben aus grossen Fließgewässern entsprechen der Bearbeitung von Proben aus wabaren Fließgewässern (STUCKI 2010). Diese werden ausführlich auch in Teil 1 der Methoden für grosse Fließgewässer beschrieben (HYDRA 2017) und werden hier detailliert behandelt.

Wesentliche Schritte der Probenbearbeitung sind:

- Ablesen/Abschwemmen von Organismen von grossen Steinen
- Probenteilung: bei grossem Probenumfang
- Probenteilung: frühzeitige Teilung der Proben
- Kontrolle verworfener Probenteile auf seltene Arten
- Aussortieren empfindlicher Organismen oder aggressiver räuberischer Organismen
- Grössensortierung: einheitliche definierte Siebgrössen für die kleinste Fraktion
- Reinigung von anorganischem Material (Auswaschen) und von grobem organischen Material
- Probenkonservierung: möglichst guter morphologischer Erhaltungszustand über lange Zeit
- Probenkonservierung: möglichst entspannte Muskulatur der konservierten Tiere
- Probenkonservierung: möglichst gute Erhaltung von Färbungen
- Probenkonservierung: möglichst gute Erhaltung der DNA

3.5 Auswertungsmethoden

3.5.1 Auswertungsschritte

Die Auswertung umfasst prinzipiell zwei Schritte:

1. Die Dokumentation der Probe: Bestimmung der Häufigkeit der in der Probe enthaltenen Taxa (eventuell auch Entwicklungsstadien) durch Auslesen, Auszählen (Schätzen), Bestimmen.
2. Die Errechnung verschiedener Kennwerte (u.a. Indices), auf Grundlage der Taxa-/Häufigkeitsliste.

Als Produkt von Schritt 1 wird eine Taxa- und Abundanzliste (inkl. Stadien) erwartet, möglichst nach Teilproben getrennt aufgelistet.

Für Schritt 2 gibt es eine grosse Zahl von möglichen Kenngrössen, die oftmals verschiedenen Gewässertypen oder Bioregionen angepasst sind. Sie müssen für jedes zu untersuchende Gewässer und insbesondere für jede Fragestellung speziell zusammengestellt werden.

Zu einer differenzierten Beschreibung des Gewässerzustands werden zunehmend multi-metrische Indices verwendet, deren Errechnung und Aussage auf der Berücksichtigung einer Vielzahl von einzelnen Kennwerten beruht.

Die Zahl der speziell auf grosse Fliessgewässer bezogenen Kenngrössen ist gering. Prinzipiell dürften zahlreiche der an watbaren Gewässern entwickelten Grössen auch an grossen Fliessgewässern anwendbar sein. Allerdings sind hier vorausgehend einige Grundbedingungen für die Anwendung zu erfüllen:

- repräsentative Probenahme
- quantitative oder zumindest flächenbezogene Probenahme
- einheitlicher Gewässertyp und Zustand des beschriebenen Gewässerabschnitts/-kompartiments
- Definition eines Referenzzustands und einer Referenzbenthoszönose

In grossen Fliessgewässern erfordert dies in der Regel die bereits mehrfach angesprochene Anpassung der Probenahmetechnik, eine differenzierte Auswertung nach Gewässerkompartimenten (zumindest ufernahe Bereiche getrennt von tieferen Bereichen) und die Festlegung von eigenen Referenzgrössen.

Ein speziell auf grosse Fliessgewässer abgestimmter Index ist der Potamontypie-Index, der noch separat besprochen und dessen Anwendbarkeit auf die grossen Schweizer Fliessgewässer diskutiert wird (Kap. 3.6.4).

3.5.2 Anwendung von Indices

Im Folgenden werden mehrere Auswertungsmethoden oder Indices vorgestellt und auf ihre Anwendbarkeit für grosse Fliessgewässer diskutiert. Die meisten dieser Methoden enthalten auch Bewertungsansätze, die im darauffolgenden Kapitel 3.6 besprochen werden.

3.5.2.1 IBCH (Schweiz)

Der IBCH ist eine für Schweizer Gewässer angepasste Version des französischen IBGN (Kapitel 3.5.2.2). Er beruht auf einer quantitativen Probenahme mittels Kicksampling. Wesentlicher Bestandteil der

IBCH-Methodik ist eine der Probenahme vorausgehende grobe Kartierung der Habitate. Beprobt werden vorzugsweise gut besiedelbare Habitate, die vorhandenen Habitattypen werden also nicht entsprechend ihrer Häufigkeit berücksichtigt.

Der IBCH nutzt als Kennwerte das Vorkommen von Familien mit Indikatorqualität (Güteanzeige) sowie die Anzahl der nachgewiesenen Familien (Diversität). Er beurteilt die Gewässerqualität aufgrund des Vorkommens anspruchsvoller Taxa (Gütezeiger) auf Familienniveau und der Taxa-(Familien-)Vielfalt im untersuchten Gewässerabschnitt. Er kombiniert damit die Einflüsse der Wasserqualität (stoffliche Belastungen) und die hydromorphologische Qualität (Habitatvielfalt). Um Bewertungsunterschiede durch Einzelfunde zu vermeiden, müssen von Indikator taxa jeweils mindestens drei bzw. zehn Individuen vertreten sein, abhängig von der betreffenden Familie.

Insbesondere der letztgenannte Schritt macht den IBCH abhängig von einer exakten Einhaltung der Probenahmenvorschriften, was Habitatauswahl und besammelte Fläche angeht. Da es beim IBCH – anders als beim Saprobienindex – keine Belastungsindikatoren gibt, führt jedes zusätzlich erfasste Taxon zu einer Verbesserung des errechneten IBCH. Eine Vergrösserung der Probenfläche (Anzahl der Teilproben oder Grösse der Probenfläche) vergrössert sowohl die Wahrscheinlichkeit anspruchsvolle Taxa zu erfassen, als auch die erfasste Taxazahl und erhöht somit den IBCH-Wert. Umgekehrt führt eine Verringerung der Probefläche indirekt zu einem kleineren IBCH-Wert. Eine Umrechnung der Besiedlung von kleineren bzw. grösseren Flächen auf die geforderte Fläche ist zwar möglich, verfälscht aber in der Regel den Index-Wert.

Die Bewertungen mittels IBCH berücksichtigen weder den untersuchten Gewässertyp noch eine gewässertypische Referenzzönose. Er gibt einen akzeptablen Eindruck vom Zustand des untersuchten Gewässerabschnitts, lässt aber kaum erkennen, welche relevanten Belastungsfaktoren wirken. Die Bewertung wird auch nicht nach Gewässertyp oder hinsichtlich einer spezifischen Referenz differenziert.

Will man einen Index-Wert für Proben aus grossen Fliessgewässern errechnen oder für abweichend von den Untersuchungsvorschriften gewonnene Proben, so ist die Aussagekraft dieses Index meist stark eingeschränkt. Ein entsprechend auf unpassender Datenbasis berechneter IBCH-Wert wird im Folgenden als «IBCH-Wert» bezeichnet. Dies ist sowohl der vorgeschriebenen Probenahmetechnik, als auch den Auswertungsalgorithmen und den einer Bewertung vorangehenden Annahmen für ökologische Zusammenhänge geschuldet. Eine direkte Anwendung des IBCH (und damit auch der entsprechenden Vorgaben im MSK-Modul MZB Stufe F) auf grosse Gewässer wurde bereits versucht, hat sich aber aus folgenden Gründen als nicht zielführend herausgestellt:

- Die als Gütezeiger definierten Taxa (meist Familien) des IBCH beruhen auf den Qualitätsansprüchen der zugehörigen Arten in kleineren Fliessgewässern. Es ist bislang nicht abgeklärt, in wieweit Arten der grossen Fliessgewässer, die diesen Familien angehören, die gleiche Aussagekraft besitzen wie ihre Schwesterarten kleiner Gewässer.
- Der Zusammenhang zwischen Gütezeigern, Familienvielfalt und Gewässerqualität ist in vielen kleinen Gewässern untersucht worden und die Bewertung des IBCH wurde aufgrund dieser Erfahrungen umgesetzt. Für grosse, nicht watbare Fliessgewässer ist dieser Zusammenhang nicht abgesichert.

- Die Gewichtung von Sohl- gegenüber Uferhabitaten sowie die Gewichtung natürlicherweise grossflächiger Habitats gegenüber kleinflächiger Habitatvielfalt ist noch ungeklärt, beeinflusst aber eine Berechnung sehr deutlich. Bei Untersuchungen an der Reuss lag die Taxazahl im gesamten Transekt ca. 50 % über der Taxazahl in Flussmitte [AQUAPLUS, ORTLEPP & MÜRLE 2012].
- Die Gewässersohle mit ihren eher grossflächigen Habitats wird in der Regel schlechter bewertet werden als die kleinräumigen Uferhabitats. Ausgleichend müsste eine Sohlenbeprobung wesentlich längere Sohlabschnitte umfassen als eine Uferbeprobung Uferabschnittslängen.

In breiten Flüssen ist der Flächenanteil von ufernahen Habitats gegenüber denjenigen der tieferen Sohle gering, wohingegen ihre Habitatvielfalt oft überdurchschnittlich hoch ist. So dürfte eine Änderung der beprobten Fläche der Flusssohle keine wesentliche Veränderung des IBCH-Werts ergeben, was dagegen bei einer Änderung der beprobten Fläche ufernaher Bereiche durchaus zu erwarten ist. Es dürften somit allenfalls die «IBCH-Werte» von Flussabschnitten untereinander verglichen werden, welche einen ähnlichen Anteil von ufernahen und Sohlhabitats besitzen und die über den gesamten Transekt ähnlich beprobt wurden. Der Index zeigt dabei nur noch relative Qualitätsunterschiede zwischen diesen Transekten an. Die unterschiedliche Qualität der beiden Flussseiten – z.B. unterhalb von Zuflüssen oder Einleitungen – wird hiermit nicht erfasst:

- Der «IBCH-Wert» von Probestellen der Flusssohle ist systematisch bedingt meist kleiner als der Wert von Uferstellen (weil dort in der Regel nicht wenigstens 8 Teilproben von weitgehend unterschiedlichen Substraten gewonnen werden können).
- Der IBCH-Wert eines einzigen Flusskompartiments ist fast immer kleiner als der «IBCH-Wert» ganzer Transekte, da die Transekte natürlicherweise eine höhere Habitatdiversität besitzen als Teile dieser Transekte. Damit ist aber auch die Diversität und die Anzahl unterschiedlicher Zeigerfamilien im Transekt höher als in einem Teil des Transektes.

Nur Proben, die von Flächen gleicher Grösse stammen und deren beprobte Teilhabitats nach gleichen Kriterien ausgewählt wurden, können mittels eines errechneten «IBCH-Wert» verglichen werden. Dieser Wert gibt jedoch keine Qualität an, sondern nur eine Rangfolge der betrachteten Flächen hinsichtlich der Taxavielfalt und des Vorkommens von Gütezeigern. Darüber hinaus eignet sich dieser «IBCH-Wert» nicht zu einer weitergehenden Charakterisierung des Gewässerabschnitts, da die Probehabitats nicht repräsentativ für die vorhandenen Habitats ausgewählt, sondern nach bester Besiedelbarkeit selektiert wurden.

3.5.2.2 IBGA/IGBN (Frankreich)

Der IGBA ist die Anpassung des IGBN an grosse Flüsse. Der seit 1992 in Frankreich verwendete IGBN [Indice Biologique Global Normalisé, revidiert 2004, norm NFT90-350 in AFNOR, 2004] beruht auf dem 1967 entwickelten «Indice Biotique» [TUFFERY & VERNAUX 1967] und dem «Indice Biologique Global» (VERNAUX et al. 1977, 1982). Der schweizerische IBCH beruht auf ähnlichen Prinzipien wie der IGBN, aus dem er abgeleitet ist. Der ältere IGBN genügt allerdings nicht den «neueren» Anforderungen der EU-WRRL. So ist er weder gewässertyp-spezifisch noch berücksichtigt er die Besiedlungsdichten der Taxa. Darüber hinaus ist er sehr empfindlich gegenüber abweichenden Probenahmemethoden, sowohl was die Auswahl der Teilproben, die Zahl der Teilproben, die beprobte Fläche oder den

Probenahmezeitpunkt betrifft. Zudem legt der IBGN besonderes Gewicht auf besonders gut besiedelte Habitate, was keine repräsentative Beprobung gewährleistet [POUVREAU 2015].

Die weiterentwickelte «Méthode Petits Cours d'Eau» (MPCE) versucht, die Ansprüche der WRRL weitgehend zu erfüllen. Dazu werden gewässertypbezogene Auswertungen durchgeführt, eine möglichst repräsentative Erhebung wird durch eine Erhöhung der Probenzahl und eine weniger starke Bevorzugung besiedlungsfreundlicher Habitate angestrebt. Auch das Bestimmungsniveau wurde zumeist auf Gattungs-Niveau angehoben. Eine flächenbezogene Probenahme ermöglicht zudem die Berücksichtigung von Besiedlungsdichten. Diese verbesserte Datenbasis wird mittels des ebenfalls neu entwickelten MultiMetric Invertebrate Index (I2M2) ausgewertet und bewertet [MONDY et al. 2012]. Damit gelingt es nun, praktisch sämtliche Ansprüchen der WRRL an die Untersuchung und Bewertung der Gewässerqualität zu erfüllen.

3.5.2.3 River Invertebrate Classification Tool RICT (Grossbritannien)

RICT ist die Fortentwicklung der Software RIVPAC zur Gewässerbeurteilung. Die Beurteilung des Gewässerzustands mit RIVPAC (River Invertebrate Prediction and Classification System) beruht auf dem Index der BMWP (Biological Monitoring Working Party)-Taxa (meist auf Familienniveau). Den Benthosfamilien wird ein Zeigerwert für verschiedene Belastungen zugeordnet. Bewertet wird entweder mit dem «BMWP score», der Summe der Toleranzwerte der BMWP-Taxa, oder dem ASPT (Average Score Per Taxon), der unabhängig von der Anzahl der vorgefundenen Familien ist. Während die genannten Kennwerte sensibel auf organische Belastung reagieren, wird «NTAXA» (number of taxa), die Anzahl der vorhandenen Taxa, auch von anderen Stressoren beeinflusst. Zur Bewertung werden bestimmten Kennwerte mit den erwarteten gewässertypischen Grössen verglichen. Auf RIVPACS und seiner Fortentwicklung beruhen Bewertungssysteme in Canada, Australien und Spanien.

Bis vor kurzem berücksichtigte RICT/RIVPACS keine Häufigkeiten der Benthostaxa. Dies und die Beschränkung der Auswertung auf Familienniveau machten eine weitergehende Auswertung hinsichtlich unterschiedlicher Stressoren unmöglich. Ebenfalls fehlt bei dieser Methode die Bewertung der Benthosbesiedlung im Vergleich zu einer Referenzbesiedlung. Seit einigen Jahren wird daher RICT/RIVPACS überarbeitet und weiterentwickelt mit dem Ziel der Kompatibilität mit den Vorgaben der EU-WRRL [SNIFFER 2010, SNIFFER 2011, WFD-UKTAG 2014].

3.5.2.4 EU-Methoden und Interkalibrierung (kleinere bis mittlere Fließgewässer)

In der EU wird seit etwa 2009 verstärkt ein Abgleich der verschiedenen Methoden zur Bewertung des Gewässerzustands unternommen (Interkalibrierung). Aufgrund dieses Abgleichs werden Methoden, die stark von den Anforderungen abweichen, überarbeitet und ersetzt. Die im Folgenden geschilderten Prinzipien der Vorgehensweise bei der Bewertung des Gewässerzustands werden mittlerweile in den meisten EU-Ländern angewandt.

Das gemeinsame Merkmal der EU-WRRL-konformen Gewässerzustandsuntersuchungen ist die Bewertung des Gewässerzustands im Vergleich zu definierten gewässertypspezifischen Referenzzuständen. Hauptkomponenten zur Ermittlung des Zustands von Fließgewässern sind die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten & Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fische [EU 2000]. Ausgehend vom Zustand dieser Komponenten werden anhand verschiedener Kenngrößen (hier Metric genannt) der Zustand der Gewässer und die

Belastungsfaktoren beurteilt. Aufgrund einer sehr weitgehenden Determination der Taxa kann eine Vielzahl recht unterschiedlicher Kennwerte errechnet werden. Eine quantitative Probenahme und Auswertung erhöht die Stabilität der Kennwerte und erlaubt die Berücksichtigung von Abundanz- und Diversitätsmerkmalen.

Die Gesamtbewertung soll anhand der schlechtesten Einstufung in den Bereichen «Saprobie», «Allgemeine Degradation» und «Versauerung» erfolgen. Die Umsetzung in einigen Mitgliedsstaaten steht noch aus. Die abschliessende ökologische Zustandsklasse berechnet sich aus den Qualitätsklassen der Einzelmodule.

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].

Modul «Allgemeine Degradation»

Dieses Modul spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide (PSM) und hormonäquivalente Stoffe) wider, wobei die Beeinträchtigung der Gewässermorphologie in den meisten Fällen den wichtigsten Stressor darstellt. Das Modul ist als multimetrischer Index aus Einzelindices, so genannten «Core Metrics», aufgebaut. Die Ergebnisse der typ(gruppen)spezifischen Einzelindices werden zu einem multimetrischen Index verrechnet, dessen Wert abschliessend in eine Qualitätsklasse von «sehr gut» bis «schlecht» überführt wird.

Modul «Versauerung»

Bei versauerungsgefährdeten Gewässertypen, wird mit Hilfe dieses Moduls die typspezifische Bewertung des Säurezustands vorgenommen.

3.5.2.5 Perlodes (Deutschland)

Perlodes ist das deutsche Fließgewässer-Bewertungssystem für das Makrozoobenthos nach EG-WRRL, ASTERICS (=AQEM/STAR Ecological River Classification) (Version 4.04) die zugehörige Bewertungs- und Auswertungssoftware. Die Methode ist eine Weiterentwicklung der STAR-AQEM-Methode.

Mit Perlodes wird der Gewässerzustand anhand der Abweichung der aktuellen Besiedlung von detailliert definierten Referenzbesiedlungen bestimmt. Hierzu wird eine Reihe von sogenannten Metric-Werten (Kennwerten) errechnet, die Artenzusammensetzung und Abundanz, Vielfalt und Diversität sowie Toleranz und funktionale Gruppen der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft beschreiben. Zusätzlich werden einige Indices, die vor allem auf Zeigerarten beruhen, in die Bewertung mit einbezogen.

Ergebnis: Ökologische Zustandsklasse

In jede Bewertung geht die Berechnung mehrerer verschiedener Qualitätsindices ein. Als Grundlage zur Berechnung dieser Indices dient die *weitgehend auf Artniveau* bestimmte Benthosbesiedlung. Die Bewertung der Kennwerte erfolgt durch den Vergleich mit einem gewässertypspezifischen Referenzzustand. Beim Verrechnen der verschiedenen Kennwerte zu einer Gesamtbewertung wird das mehrfa-

che Einbeziehen eines Belastungsfaktors durch voneinander abhängige Kennwerte vermieden. Die Auswertung der Benthosproben kann mittels des Programms *Asterics* weitgehend automatisiert erfolgen. Hierbei werden eine Vielzahl von Kennwerten errechnet, die entweder auf Indikatorarten, Taxazusammensetzung oder Abundanzen beruhen. Diese Kennwerte selbst sind unabhängig von der Probenahmemethode errechenbar – die anschliessende, auch automatisierte Bewertung setzt aber eine sehr genaue Einhaltung der Probenahme- und Bearbeitungsvorschriften voraus. Dies wird durch den in der Regel durchgeführten Vergleich der ermittelten Kennwertausprägung mit definierten Vergleichswerten bedingt. Letztere sind abhängig von Probenahmemethode und beprobter Fläche.

Die Bewertung nach Perloides ermöglicht eine recht differenzierte Analyse verschiedener Belastungsfaktoren.

3.5.2.6 Potamon-Typie-Index PTI

Der Potamon-Typie-Index erlaubt eine Erweiterung der Gewässeruntersuchungen nach Perloides auf grosse Flüsse. Er bewertet die Biozönose anhand der Bindung ihrer Taxa an potamale Lebensräume.

«An Flüssen und Strömen ist eine leitbildorientierte Bewertung auf Grund anthropogener und biologischer Veränderungen mit grossen Schwierigkeiten verbunden, da sich Referenzbiozönosen für grosse Flüsse im Gegensatz zu kleineren Fliessgewässern nicht mit der erforderlichen Genauigkeit formulieren lassen. ... Das vorliegende Verfahren weist hierzu einen Ausweg: Nicht die Referenzbiozönose eines Flusses wird zur Beurteilung des ökologischen Zustandes herangezogen, sondern die in den grossen Fliessgewässern vorkommenden Arten. Dieses indikative Verfahren erlaubt es, Flüsse und Ströme ökologisch zu charakterisieren, ohne dass ihre ursprüngliche Besiedlung im Detail bekannt ist.» zitiert aus: SCHÖLL et al. [2005].

Beprobt werden vor allem die ufernahen Hartsubstrate. Dies ist – zumindest an den getesteten Tieflandflüssen – ausreichend zu einer Beurteilung der ökologischen Zustandsklasse [SCHÖLL et al. 2005], nicht aber für eine differenzierte Beurteilung der verschiedenen Belastungsfaktoren. Die Beprobung findet entweder watend bei Niedrigwasser, durch Taucher oder vom Schiff aus mittels Bodengreifer statt.

Der Potamon-Typie-Index wurde an grossen Fliessgewässern der Barben- und Brachsenregion entwickelt. Wesentliche Merkmale des PTI eignen sich somit für grosse Fliessgewässer, wie die «offene Taxaliste» bei Fehlen oder unscharfer Fassung einer Referenzzönose. Das beruht nicht nur auf der Bindung der betrachteten Organismen an einen potamalen Lebensraum, welcher mit diesem Index quantifiziert wird, sondern auch auf der Repräsentativität der beprobten Substrate und diversen (auf Untersuchungen im Potamal beruhenden) Grundannahmen bei der Indexerstellung.

Zur Auswertung der Daten grosser Flüsse wird vorgeschlagen, die Module «Organische Verschmutzung» und «Allgemeine Degradation» von Perloides um den Potamon-Typie-Index zu ergänzen.

3.6 Die Zustandsbewertung grosser Fliessgewässer (Makroinvertebraten)

Die Zustandsbewertung von Fliessgewässern und speziell von grossen Fliessgewässern ist getrennt von der in 3.5 vorgestellten Auswertung zu betrachten. Während die Auswertung bis zur Angabe

«objektiv» ermittelbarer Kennwerte (z.B. Indices) geht, geht die Zustandsbewertung darüber hinaus. Sie benutzt die Ergebnisse der Auswertung und ordnet ihnen Qualitätsstufen (sehr gut bis schlecht) zu. Diese Qualitätsstufen können frei gewählt (lineare oder gewichtete Zuordnung), fachlich begründet oder mithilfe einer Wertefunktion ermittelt werden.

In den meisten Ländern liegen Methoden zur Bewertung wasserbarer Gewässer bereits vor. Diese werden in der Regel auch auf grössere Fließgewässer angewendet, da man dort davon ausgeht, dass sich ihre ufernahen Habitate nicht prinzipiell von denen der tieferen Flusssohle unterscheiden.

3.6.1 Referenzzustand als Bewertungsbezug

Wir haben gesehen, dass eine Bewertung der Ergebnisse einer Gewässeruntersuchung die vorgängige Definition eines Referenzzustandes erfordert. Die Bewertung des Gewässerzustands hängt sodann davon ab, wie stark der aktuelle Gewässerzustand von dem Vergleichs- oder Zielzustand abweicht.

3.6.1.1 Biologische Zustandsklasse – Abweichung vom natürlichen Zustand

Anhand des Grads der Abweichungen von gewässertypspezifisch definierten Referenzbedingungen für das Vorkommen und die Häufigkeit von Pflanzen und Tieren wird die biologische Zustandsklasse ermittelt. Eine solche Zustandsklasse gibt es für jeden biotischen Indikator (Abb. 3.6). Das Makrozoobenthos besitzt hier wegen seiner guten Indikatoreigenschaften einen grossen Stellenwert.

Die Bewertungsklassenbildung erfolgt meist linear, da das Erarbeiten einer ökologisch begründeten Klassenbildung aufwendig ist und für jeden Gewässertyp separat erfolgen müsste.

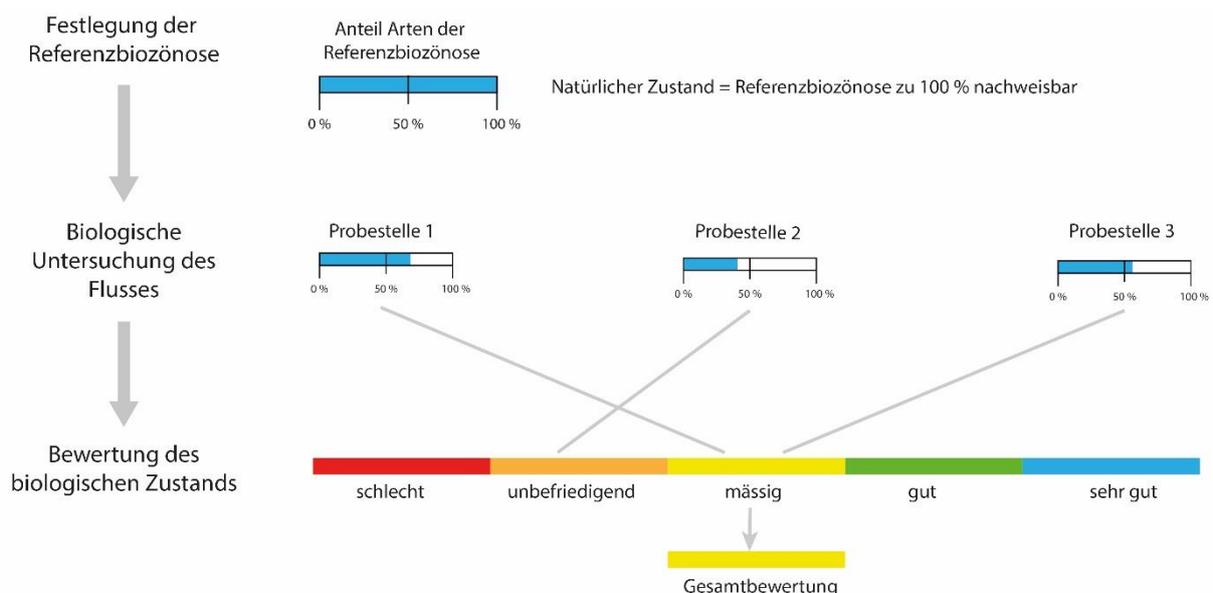


Abb. 3.6: Schematische Darstellung der Bewertung des biologischen Gewässerzustands anhand der linearen Abweichung von einer Referenzbiozönose.

3.6.1.2 Belastungsklasse

Die Bewertung des Zustands abiotischer Systemkomponenten (Abb. 3.7) kann als Belastungsgrad in einer Skala unterschiedlicher Belastungsstufen und/oder das Überschreiten von national geltenden Umweltqualitätsnormen (jeweils Ausmass und Häufigkeit) für regional relevante Schadstoffe erfolgen. Die Einteilung in Zustandsklassen erfolgt in der Regel durch eine lineare Aufteilung der gesamten Skala eines Zustands- oder Belastungsindex'. Ökologisch am aussagekräftigsten aber auch am schwierigsten realisierbar und damit selten realisiert ist eine Klasseneinteilung nach ökologischer Relevanz der Werte von Zustands- oder Belastungsindices [BIRK et al. 2012].

3.6.1.3 Die Ökologische Zustandsklasse

Die biologischen Zustandsklassen können auf einer übergeordneten Ebene zu einer ökologischen Zustandsklasse kombiniert werden (Abb. 3.7). Hierfür werden die Bewertungen der abiotischen Systemkomponenten hinzugenommen:

- physikalisch-chemischer Zustand (wie Nährstoffe, Sauerstoff, Temperatur und pH-Wert)
- Hydrologisch/hydraulischer Zustand
- Zustand der Hydro-/Ökomorphologie und des Feststoffhaushalts

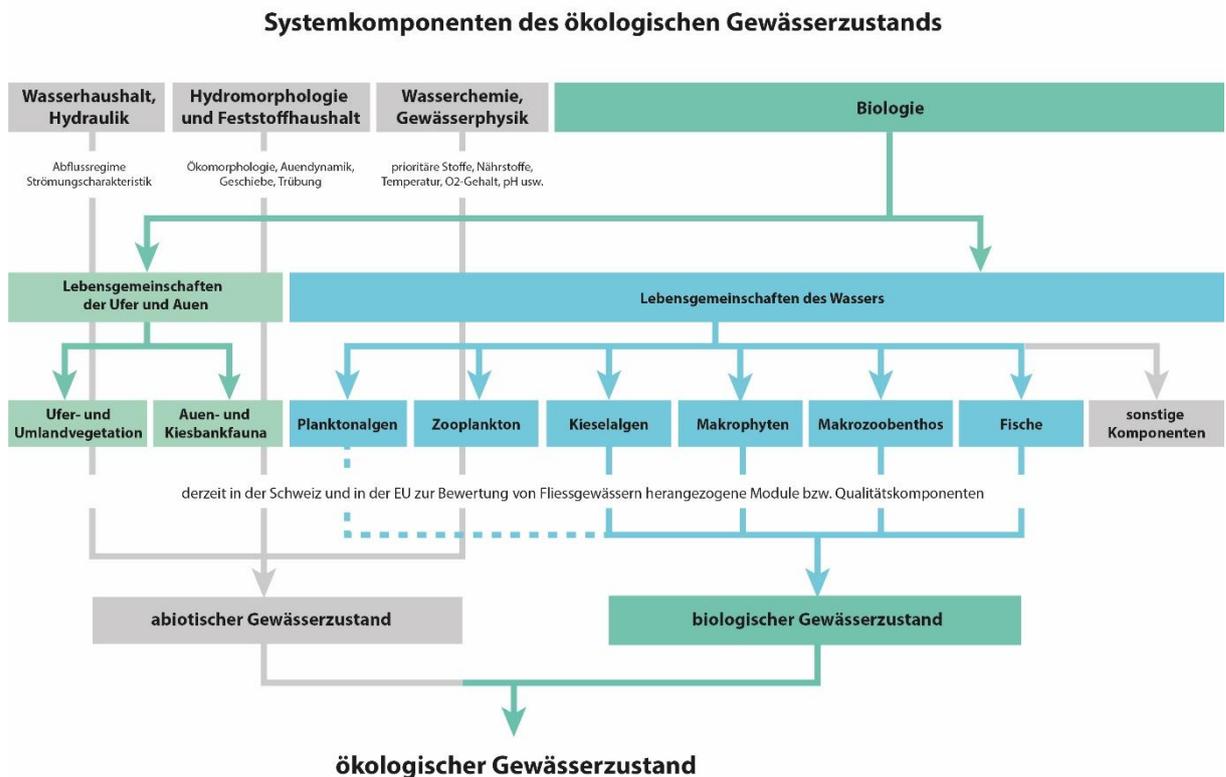


Abb. 3.7: Systemkomponenten des ökologischen Gewässerzustands (nach BUWAL 1998, verändert und ergänzt).

3.6.2 Bewertung der Kompartimente eines grossen Fließgewässers

Wenn alle Anpassungsschritte bis zur gewässertypspezifischen Bewertung fachlich nachvollziehbar erfolgt sind, können bestehende Bewertungsmethoden für kleine Fließgewässer auch für grosse Fließgewässer verwendet werden. Der wichtigste Unterschied besteht – wie schon mehrfach betont – in der erforderlichen separaten Berücksichtigung von Sohle- und Uferbereichen. Diese können sehr unterschiedlich besiedelt sein, deshalb auch verschiedene Auswertungsergebnisse zeigen und sich auch in einem unterschiedlichen Zustand befinden. Diese möglichen Unterschiede müssen bereits bei der Definition von Referenzzuständen für diese Kompartimente berücksichtigt werden.

3.6.2.1 Flüsse mit und ohne Kompartimentierung

Eine Aufteilung in die Kompartimente ufernahe Sohle und tiefe Sohle ist sehr häufig gut erkennbar und daher naheliegend (z.B. Hochrhein, Aare, Limmat, Reuss). Hier ist somit auch eine methodische Trennung der Kompartimente für den gesamten Verlauf der Untersuchung – von der Planung bis zur Bewertung – sinnvoll. Dasselbe gilt für viele Sondertypen und für alle hyporhithralen bis hypopotamalen Abschnitte stark strömender, eher flachgründiger und turbulenter Flüsse, in denen vergleichbar auffällige Habitatunterschiede auftreten (z.B. Alpenrhein, Thur, Rhône u.a.). In Abschnitten sehr gleichartiger Habitatverteilung über den gesamten Transekt ist eine Unterscheidung möglicherweise zu vernachlässigen. In grossen Fließgewässern, Strömen und Schifffahrtsstrassen des Meso- bis Epipotamals kann die Besiedlung der ufernahen Bereiche tatsächlich bereits alle Elemente der Flussohle enthalten [SCHÖLL et al. 2005]. Allerdings weisen auch hier die Besiedlungsdichten und relativen Häufigkeiten verschiedener Taxa eklatante Unterschiede auf, da die Flussohle häufig stark verarmt ist. Bei einer undifferenzierten Beprobung und Auswertung ausschliesslich ufernaher Proben würde die Bewertung zu gut ausfallen.

Vor jeder biologischen/ökologischen Bewertung eines Flussabschnitts ist daher abzuklären:

- ob die Daten getrennt nach Kompartimenten erhoben werden sollten
- ob bereits Daten anderer Systembausteine getrennt nach Kompartimenten vorliegen
- falls die Bewertungen der drei Flusskompartimente unterschiedlich ausfallen, ist festzulegen, ob und wie diese einzelnen Bewertungen zu einer Gesamtwertung zusammenzufassen sind

3.6.2.2 Interkalibrierung der EU-Methoden zur Beurteilung grosser Flüsse

In den letzten Jahren wurden in den EU-Ländern verstärkt Anstrengungen zur Interkalibrierung der Bewertungsmethoden für tiefe Flüsse unternommen [BIRK, BÖHMER, SCHÖLL 2016]. Diese Interkalibrierung untersucht die Sensitivität der verschiedenen Methoden hinsichtlich verschiedener Belastungsparameter und die Vergleichbarkeit der Bewertungen. Da die verglichenen Methoden inzwischen weitgehend ähnlich sind, werden meist zufriedenstellende Resultate hinsichtlich der Übereinstimmung der Bewertungen erzielt. Allerdings entsprechen die abzugleichenden Methoden oft nicht den in den vorangegangenen Kapiteln formulierten und begründeten Ansprüchen an die Untersuchung grosser Flüsse. Dies gilt dann entsprechend für die Ergebnisse der Interkalibrierung.

3.7 Fazit

Die für bewatbare Fließgewässer definierte Bewertung mittels IBCH ist nicht auf grosse Fließgewässer anwendbar. (*Kapitel 3.3 & 3.6*)

Auch Innerhalb der EU gibt es keine standardisierte Methode zur Beprobung und Bewertung von Makrozoobenthos in grossen Fließgewässern, die Wasserrahmenrichtlinie gibt hierzu nur leitende Vorgaben. Bisher hat noch kein Land eine Methode zur vollständigen Bewertung grosser Fließgewässer vorgelegt. Die aktuell laufende Interkalibrierung der EU-Methoden ist ebenfalls noch nicht abgeschlossen. (*Kapitel 3.3*)

Die Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen an grossen Schweizer Flüssen lassen nicht nach den WRRL-Vorgaben weiterbearbeiten. Dies liegt vor allem an einer fehlenden Schweizer Bewertungsmethode. Bestehende Bewertungsmethoden von EU-Ländern lassen sich nicht übertragen, da diese verschiedene andere Untersuchungsmethoden zugrunde legen. (*Kapitel 3.3 & 3.6*)

Die Stärken und Schwächen der einzelnen internationalen Beprobungsmethoden sind in *Kapitel 3.3*, die von Auswertung und Bewertung in den *Kapiteln 3.5 und 3.6* detailliert dargestellt.

Die Entwicklung einer geeigneten Untersuchungs- und Bewertungsmethode für grosse Fließgewässer im Sinne des Modul-Stufen-Konzepts der Schweiz ist möglich. Für die Probenahme kann die bisher etablierte Methode der tauchergestützten Probenahme Schweizer Flüsse angepasst werden. Für die Bewertung können Methoden der EU an die Besonderheiten der Schweizer Gewässer angepasst werden.

4 Bewertung grosser Fließgewässer (MZB) – Konzeptentwurf

Die Entwicklung einer Schweizer Methode zur Beurteilung des Zustands grosser Fließgewässer erfordert Ausformulierungen von Zielvorstellungen, Erarbeiten von erforderlichen Grundlagen und Ausarbeitung oder Anpassung von Methoden sowohl zur praktischen Probenahme als auch der theoretischen Erfassung und Beschreibung der Besonderheiten grosser Gewässer im alpinen und voralpinen Gebiet.

Die Ausarbeitung von Methoden zur Erfassung, Beschreibung und Bewertung des Zustands und der Einflussfaktoren wasserreicher Fließgewässer ist in den Staaten der EU (WRRL) schon weit fortgeschritten. Für grosse Fließgewässer sind sowohl hinsichtlich der Probenahme, aber auch hinsichtlich der Auswertung und Bewertung der Benthosdaten erst wenige Ansätze vorhanden. Prinzipiell können jedoch viele Auswertungsmethoden, die für kleine Fließgewässer geschaffen wurden, an die Bedingungen grosser Fließgewässer angepasst werden.

Die Anpassung, Übertragung und Erweiterung der bestehenden Methoden der WRRL-Länder für Schweizer Gewässer setzt jedoch voraus, dass Grundlagen geschaffen/verbessert werden müssen, ohne die auch die Bewertung wasserreicher Gewässer unspezifisch und letztendlich unzuverlässig bleibt.

Mit dem folgenden Konzeptentwurf soll ein eigenes Modul des Modul-Stufen-Konzeptes (MSK) zur Beurteilung von Makrozoobenthos in grossen Fließgewässern oder eine entsprechende Erweiterung des schon bestehenden Moduls Makroinvertebraten für bewatbare Fließgewässer [Stucki 2010] vorbereitet werden.

Die eigentliche Methodenentwicklung erfolgt, nachdem der vorliegende Konzeptvorschlag von der Expertengruppe MSK Makrozoobenthos (EAWG & BAFU) korrigiert/ ergänzt und als geeignet für eine Weiterbearbeitung beurteilt wurde.

4.1 Zielsetzung einer neuen Methode «grosse Fließgewässer»

Die Ausführungen in den vorangegangenen Kapiteln lassen den Schluss zu, dass für eine künftige Bewertung des biologischen und ökologischen Gewässerzustands grosser Fließgewässer die Entwicklung und Einführung einer neuen, dem Objekt und der Zielsetzung angemessenen Methode erfolgen muss. Diese neue Methode müsste sowohl die Methodik der Probenahme als auch die der Bearbeitung, Auswertung und Bewertung der vorgefundenen Biozönose (vgl. Abb. 2.1, S. 7) umfassen.

4.1.1 Ziele der benthobiologischen Gewässeruntersuchung

Das übergeordnete Ziel – zumindest im Ansatz der vorliegenden Ausarbeitung – besteht in einer schlüssigen und nachvollziehbaren Bewertung des ökologischen Gewässerzustands. Dieser Zustand wird dabei am Zustand der Benthosbiozönose gemessen und weitgehend auch mittels der Indikatoreigenschaften der Benthosorganismen erklärt.

Weitere Ziele der benthobiologischen Gewässeruntersuchung bestehen im Sammeln von Informationen zu Biologie und Organismenbestand der Gewässer. Hierzu gehört in entscheidendem Masse das

Monitoring der Entwicklung der Gewässerorganismen und des Gewässerzustands. Besonders in den grossen Fliessgewässern der Schweiz war dies bisher das vorrangige Ziel koordinierter Gewässeruntersuchungen. Dies gilt unabhängig von einer zusammenfassenden Bewertung des Gewässerzustands.

Die Entwicklung eingeschleppter Arten wird ein Schwerpunkt künftiger Untersuchungen bleiben. Diese können auch zeitweilig eine aussagekräftige Bewertung verhindern, da diese Arten in der Berechnung der meisten Bewertungskriterien noch nicht enthalten sind.

Die hier vorgeschlagenen benthosbiologischen Gewässeruntersuchungen können neben dem Ziel einer biologisch fundierten Bewertung von Gewässerabschnitten eine ganze Reihe weiterer Informationen zum Gewässer liefern. Spezielle Fragen aber - wie ein Erfolgsmonitoring nach Massnahmen, Monitoring spezieller Einflüsse oder auch die Entwicklung der Biodiversität - benötigen speziell angepasste Beprobungsdesigns und können höchstens ansatzweise mit bedient werden.

4.1.2 Anforderungen

Die ausführlichen Anforderungen zur Methodenentwicklung sind im Pflichtenheft für die vorliegende Studie formuliert.

4.1.2.1 Vergleichbarkeit mit bisherigen Untersuchungen

Eine Vergleichbarkeit mit früheren Untersuchungen am selben Fliessgewässer sollte auf jeden Fall gewährleistet bleiben.

Die Untersuchungen an grossen Fliessgewässern in der Schweiz dienten bisher überwiegend dem Monitoring der Entwicklung der Benthoszönosen und der Veränderungen in den betrachteten Gewässern. Hierzu wurden in der Regel detaillierte Erhebungen durchgeführt und Originaldaten generiert, die eine nachträgliche Zuordnung zu verschiedenen Flusskompartimenten und Probestellen möglich machen. Umgekehrt sollte darauf geachtet werden, dass die neue Methode ebenfalls vergleichbar hohe Anforderungen an die Datenqualität erfüllt.

4.1.2.2 Anwendbarkeit auf die besonderen Verhältnisse in der Schweiz

Die neue Methode soll auf alle grösseren Fliessgewässer der Schweiz anwendbar sein und es ermöglichen, auch das Projekt NAWA auf grössere Fliessgewässer ausdehnen zu können.

Zur Abschätzung der entsprechenden Möglichkeiten mussten zunächst die bereits bestehenden Ansätze zur Untersuchung und Bewertung grosser Fliessgewässer in anderen Ländern evaluiert werden. Es zeigte sich, dass keiner dieser Ansätze alle grundsätzlichen Bedingungen erfüllt, die für eine fachlich korrekte Bewertung des biologischen Zustands nötig sind. Weiter würde deren Anwendung in der Schweiz zumindest eine Anpassung auf die speziellen Verhältnisse der alpinen oder voralpinen Flüsse voraussetzen.

Für flächendeckende Gewässerbewertungen (MSK Stufe F) mit geringeren Ansprüchen an die Auflösung von Art und Grösse der Einflussfaktoren würde sich eine Weiterentwicklung der österreichischen Screening-Methode anbieten, die an die Gegebenheiten grosser (rhithraler) Fliessgewässer anzupassen wäre.

4.1.2.3 Implementierung in bestehende MSK-Methodik

Entwicklung einer Methode, die auf der MSK-Methode für kleine Fließgewässer aufbaut.

Ein direkter Vergleich mit Untersuchungen an kleineren Gewässern, die bereits mittels IBCH und nach MSK Stufe F [STUCKI 2010] analysiert wurden, dürfte wenig zielführend sein. Abhängig von der genauen Gestaltung der Probenahme (Zahl der Teilproben, Flächengröße) könnte auch für grosse Gewässer eine Methode entwickelt werden, die eine Transformation besserer Datenqualität der neuen Methode in die allgemeinere Form des IBCH der anderen Methode ermöglicht. Dabei ist es allerdings zu vermeiden, dieser Vergleichbarkeit eine grössere Erkenntnistiefe zu opfern und dafür noch zusätzlichen Zeitaufwand aufzubringen.

4.1.2.4 Kompatibilität zur EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die neue Methode soll mit den Methoden der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) abgleichbar sein und somit die Bedürfnisse von internationalen Verpflichtungen (EUA), des Rheinmessprogramms Biologie der IKSR u.a. abdecken. Ein Vergleich der Zustandsbewertungen mit anderen Methoden im europäischen Rahmen soll möglich sein.

Da sich die neue Methode wahrscheinlich in einigen Punkten auf die bestehenden Methoden verschiedener EU-Länder stützen wird, ist grundsätzlich von einer Vergleichbarkeit der Bewertungen mit den EU-Bewertungen auszugehen. Allerdings hat auch innerhalb der EU ein jahrelanger, immer noch andauernder Kalibrierungsprozess stattgefunden, um die einzelnen Methoden untereinander abzugleichen. Dies dürfte auch bei der Entwicklung einer Schweizer Methode für grosse Fließgewässer erforderlich sein. Erschwerend kommt hinzu, dass eine solche Methode bislang noch in keinem EU-Land ausgereift ist. Am weitesten dürfte zu diesem Thema die an der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG, Deutschland) installierte Arbeitsgruppe «Interkalibrierung grosser Fließgewässer» vorangeschritten sein.

4.2 Anwendungsbereiche der Methode

4.2.1 Die grossen Fließgewässer der Schweiz

Zu den «grossen Fließgewässern» zählen alle Flüsse und grossen Bäche, die aufgrund ihrer Tiefe nicht in ausreichendem Masse durch kontrollierte Kick- oder Surbersampling-Technik beprobt werden können oder die deutliche Unterschiede zwischen den beiden Ufern und/oder der Sohle hinsichtlich ihrer Habitatausstattung und Benthosbesiedlung aufweisen. Dazu gehören eine Reihe von Gewässertypen, die im Folgenden – allerdings vorerst noch unvollständig – aufgeführt werden.

4.2.1.1 Grosse Flüsse nach Fließgewässertypologie (Abfluss > 50m³/s)

In der Schweiz ist eine standardisierte Fließgewässertypologie bis zu einem mittleren Abfluss (MQ) von 50 m³/s und bis zu Flussordnungszahlen von 6 ausgearbeitet [SCHAFFNER et al. 2013]. Grössere Fließgewässer werden pauschal der Kategorie «grosse Flüsse» zugeordnet, was im Übrigen auch der Zuordnung im EU-Raum entspricht. Im Bereich von Fließgewässern mit einem Abfluss > 1 m³/s und unterhalb der 50 m³/s-Grenze liegt allerdings ein grosser Bereich von Gewässern, die nicht mehr

bewatbar sind und deshalb nach dem MSK-Modul Makroinvertebraten nicht mehr untersucht und bewertet werden können.

Unter die Kategorie der «grossen Flüsse» mit einem MQ > 50 m³/s fallen in der Schweiz lediglich die neun in Tab. 4.1 aufgeführten Objekte.

Tab. 4.1: Liste der unter die Fliessgewässertypen-Kategorie «grosse Flüsse» fallenden Flüsse und Flussabschnitte der Schweiz [nach Schaffner et al. 2013].

Grosser Fluss	Fliessstrecke ab	Gesamtänge (km)	MQ (m ³ /s) am Streckenanfang	FLOZ
Rhein	Tamins	220	> 100	8-9
Aare	Interlaken	187	111	7-9
Reuss	Luzern	67	110	7-8
Limmat	Zürich	40	96	8
Linth	Wesen	17	55	7
Rhône	Visp	130	59	7
Ticino	Bellinzona	17	68	6
Inn	Martina	6 (CH-A)	53	6
Arve	Landesgrenze	12	77	4

4.2.1.2 Grosse Fliessgewässer mit einem Abfluss < 50 m³/s

In der Schweiz gibt es eine Vielzahl von Fliessgewässern und Flussabschnitten, die nicht als grosse Flüsse geführt werden, die aber dennoch nicht bewatbar sind und deren Benthosbiozönosen deshalb noch nicht systematisch beprobt werden konnten. Dies gilt z.T. auch für die Untersuchungen im Rahmen der nationalen Untersuchungen der Oberflächengewässer NAWA.

Zu den grossen bis mittelgrossen Flüssen/Fliessgewässern der Schweiz zählen unter anderem die in Tab. 4.2 aufgeführten Objekte. Die Liste ist noch unvollständig, auch fehlen genauere Angaben zu Lokalität und Abfluss. Unter diesen Gewässern müssen letztlich die Objekte ausgewählt werden, bei denen auf der tiefen Sohle eine vom Ufer abweichende Besiedlung erwartet werden kann.

Tab. 4.2: Liste der unter die Fliessgewässertypen-Kategorie «grosse Fliessgewässer» fallenden Flüsse und Flussabschnitte der Schweiz mit einem Abfluss MQ = < 50 m³/s [QUELLE: Hydrol. Atlas der Schweiz].

Fliessgewässer			
Vorderrhein	Hinterrhein	Broye	Maggia
Thur	Doubs	Orbe	Albula
Vispa	Tresa	Sense	Simme
Muota	Sitter	Engelberger Aa	Borgne
Brenno	Sihl	Bavona	Sarner Aa
Birs	Wiese	Emme	Kleine Emme
Lütschine	Saane	Moesa	Lorze
Drance de Bagnes	Glatt	Poschiavino	Massa
Sarine	Landquart	Glenner	

4.2.1.3 Sondertypen

Kanäle: Zahlreiche Kanäle, seien sie vollständig künstlich angelegt oder durch Verbau bestehender Gewässer entstanden, besitzen steil abfallende Ufer und eine beträchtliche Wassertiefe. Hierzu gehören z. B. weite Abschnitte der Binnenkanäle im Alpenrheintal und Begleitkanäle der Aare und der Thur.

Staubereiche: Die Staubereiche auch kleiner Fliessgewässer sind oft nicht wattend zu untersuchen, da sie neben grossen Tiefen und steilen Ufern oft auch nicht begehbares tiefgründiges Weichsubstrat aufweisen.

Schluchtbereiche und Kolkbereiche kleiner und mittlerer Fliessgewässer: Langgestreckte Schluchtbereiche oder Kolkbereiche weisen oft erhebliche Tiefen auf und sind damit nicht wattend beprobbar.

Seeabflüsse: Aufgrund ihrer topografischen (Anschluss an den Seeboden) und hydrologischen Besonderheiten sind Seeabflüsse oft tiefer als die darunter anschliessenden Fließstrecken. Auch sehr schmale Seeabflüsse sind daher oft nicht bewatbar. Darüber hinaus ist hier mit einer vom anderen Flussabschnitten deutlich abweichenden Besiedlung zu rechnen (Nahrungsdrift aus dem See, vorwiegend klares Wasser usw.).

4.2.1.4 Besonderheiten der grossen Schweizer Fliessgewässer

Die grossen Schweizer Fliessgewässer weisen oft einige Besonderheiten auf, die sie von den grossen Flüssen des Tieflands unterscheiden:

- ausgeprägter rhithralen Charakter: sie haben ein starkes Gefälle, grobe Substrate und niedrige Wassertemperaturen
- starke Nutzung, insbesondere durch Wasserkraftanlagen
- weite Strecken mit Seeabflusscharakter
- ausgeprägtes glazio-nivales Abflussregime

Diese Besonderheiten machen eine direkte Anwendbarkeit von Untersuchungs- und Bewertungsmethoden aus grossen Tieflandflüssen schwierig, wenn nicht unmöglich.

Einer der ersten Schritte bei der Entwicklung einer neuen Schweizer Methode zur Untersuchung grosser Fliessgewässer muss daher in einer abschnittswisen Typisierung der grossen Schweizer Fliessgewässer bestehen. Diese Typisierung kann individuell für die betreffenden Gewässer erfolgen, da nur wenige Gewässer in diese Kategorie fallen.

4.2.1.5 Wann ist der Einsatz eine Methode zur Untersuchung grosser Fliessgewässer nötig?

Wegen des deutlich höheren personellen und apparativen Aufwands sollte die neue Methode nur an Fliessgewässerabschnitten eingesetzt werden, an denen sie einen deutlichen Zugewinn an Information liefern kann. Dies ist überall dort zu erwarten, wo ein Grossteil der Gewässersohle wattend nicht beprobbar ist und deshalb die ufernahen Kicksamplingproben nur einen kleinen Teil der Besiedlung des Untersuchungsabschnitts und dort des Flusstransekts repräsentieren.

Ist das Fließgewässer, der Fließgewässerabschnitt...

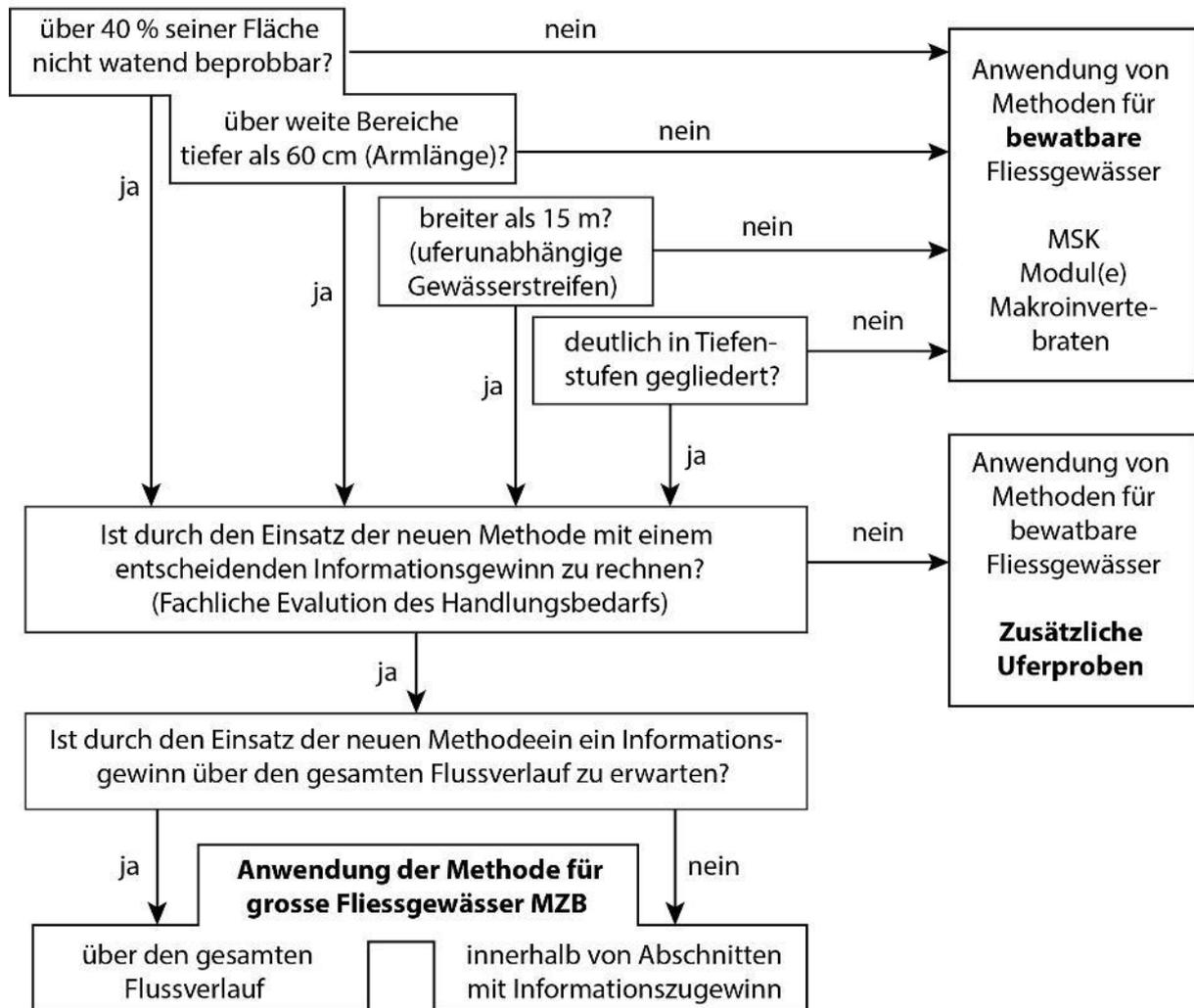


Abb. 4.1: Auswahlkriterien für den Einsatz einer neuen Methode zur Untersuchung und Beurteilung grosser Fließgewässer (Modul Makroinvertebraten).

Dies ist vor allem dort der Fall, wo nach fachlichen Kriterien (fachliche Evaluation des Handlungsbedarfs) in den watend erreichbaren Flächen des Flusses deutlich andere Habitatverhältnisse herrschen als in den watend nicht erreichbaren und deshalb mit einer deutlich voneinander abweichenden Besiedlung (Taxazahl, Besiedlungsdichte) zu rechnen ist. Beispiele hierfür sind:

- die ufernah erreichbaren Flächen sind durch Uferverbau (Blöcke, Mauern usw.) gesichert und die Sicherungselemente selbst zählen zu den dominierenden Siedlungsflächen (Habitate) für Makroinvertebraten
- die ufernah erreichbaren Flächen weisen eine deutlich höhere Habitatvielfalt auf als die tieferen Flussbereiche

Ausschliesslich ufernahe Probenahmen wären in diesen Fällen nicht repräsentativ für die Beurteilung der Besiedlung über den gesamten Flusstransect, eine entsprechende Zustandsbewertung des Gewässerabschnitts somit nicht korrekt.

Die Anwendung einer speziellen Methode zur Untersuchung grosser Fließgewässer (Makrozoobenthos) beruht daher auf drei Forderungen, die nicht überall mittels der üblichen Kicksampling-Technik erfüllt werden können:

- die Benthosprobenahme muss bei kontrollierter Habitatauswahl und weitgehend kontrolliertem Flächenbezug erfolgen können, ohne dabei taxa-selektiv zu sein → auch feststehende Taxa müssen erfasst werden
- die Probenahme soll alle grossflächig ausgeprägten Flussbereiche (Kompartimente), also auch die tiefe Sohle, erfassen
- die beprobten Habitate sollen repräsentativ für den zu bewertenden Flussabschnitt und -transekt sein

Diese fachlichen Kriterien hängen direkt mit der Gewässergrösse zusammen, sodass folgende Fließgewässer/Fließgewässerabschnitte nach der Methode zur Untersuchung grosser Fließgewässer (Makrozoobenthos) beprobt werden sollten (vgl. Abb. 4.1):

- Fließgewässerabschnitte, die nicht watend beprobbar sind (40 %-Regel nach STUCKI [2010])
- Fließgewässerabschnitte, die über weite Bereiche tiefer als 60 cm sind («Armlänge»)
- Fließgewässer, die deutlich in mehrere Tiefenstufen gegliedert sind
- Fließgewässer, die breiter als 15 m sind (uferunabhängige Gewässerstreifen)

4.2.2 Kompatibilität zu bisherigen Benthosuntersuchungen der Schweiz

Die hier vorgeschlagenen Methoden sind weitgehend kompatibel mit den bislang vorliegenden benthobiologischen Untersuchungen grosser Fließgewässer der Schweiz, bei denen Ufer- und Sohlhabitate beprobt wurden. Der Datenbestand aus diesen Untersuchungen kann prinzipiell für eine biologische Zustandsbewertung nach der neuen Methode weiterverwendet werden.

Schwieriger dürfte es sein, eine Vergleichbarkeit zu den bisherige MSK-F/NAWA Bearbeitungen der bewatbaren Schweizer Fließgewässer herzustellen. Die vorgeschlagene Methode für grosse Fließgewässer ist umfangreicher und genauer als die bisher in der Schweiz angewandten Methoden auf Basis des MSK-F. Weitere Module mit höherem Anspruch an das Auswertungs- und Bewertungsniveau (MSK-Stufe S und MSK-Stufe A) waren zwar ursprünglich geplant, wurden aber bisher nicht weiterentwickelt (Anmerkung: Modul Makroinvertebraten Stufe S lag im Entwurf bereits 2003 vor, derzeit wird die Stufe F Makroinvertebraten von einer Expertengruppe überarbeitet).

Die hier gewonnene höhere Genauigkeit der Ergebnisse auf taxonomischem Niveau kann zwar einfach auf das IBCH-Niveau reduziert werden (Abwärtskompatibilität). Die Bewertung nach IBCH kann dagegen nicht mehr adäquat erfolgen, wenn sich deren Rahmenbedingungen hinsichtlich der Probenahme verändern und eine abweichende Zahl von Teilhabitaten oder in der Grösse abweichende Probeflächen beprobt wurden. Auch ist es kaum möglich, ein genaueres Ergebnis, z.B. die Erfassung einer grösseren Zahl bewertungsrelevanter Taxa im Rahmen einer umfangreicheren Probenahme, systematisch und reproduzierbar in ein ungenaueres Ergebnis umzuwandeln.

Eine Möglichkeit, die Vergleichbarkeit zu gewährleisten, besteht allerdings darin, die drei Gewässerstreifenproben (Kompartimente linkes und rechtes Ufer sowie Flussmitte) jeweils hinsichtlich ihrer Teilprobenzahl und besammelten Fläche auf das Niveau des MSK-F zu beschränken. Auf diese Weise

könnte der IBCH für die einzelnen Kompartimente des Flusses berechnet werden. Dabei ist zu bedenken, dass der IBCH eben nicht für grosse Fliessgewässer entwickelt wurde, die Bewertungsalgorithmen des IBCH eventuell nicht der Benthosbesiedlung grosser Fliessgewässer angemessen sind und sich die Vergleichbarkeit allenfalls auf ein wenig informatives Niveau beziehen würde.

Es erscheint daher sinnvoller, das Bewertungsschema für grosse Fliessgewässer möglichst differenziert und aussagekräftig zu gestalten. Dies würde es immer noch erlauben, die finalen Bewertungsklassen mit jeder anderen Bewertung (nicht nur IBCH, sondern auch andere international verwendete Bewertungsmethoden) zu vergleichen.

4.3 Untersuchungsplanung für grosse Fliessgewässer

Die Untersuchungsplanung für den Einsatz der Methode zur Untersuchung und Bewertung grosser Fliessgewässer (Makroinvertebraten) setzt Grundkenntnisse über die zu untersuchenden Objekte voraus. Solche Grundkenntnisse sollten aus folgenden Quellen gewonnen werden:

- Unterlagen und Berichte bereits erfolgter Untersuchungen und Zustandsbewertungen (alle Ökosystembausteine)
- aktuelles und historisches Kartenmaterial (topografisch, Raumordnungs-/Zonenpläne u.a.)
- aktuelle und historische Wasserbaupläne
- hochaufgelöste Luftbilder
- alle darüber hinaus gehenden Unterlagen zum Untersuchungsobjekt aus dem Archiv zuständiger Fachstellen

Wenn die wichtigsten Unterlagen vorliegen, sollte unbedingt eine Vorbegehung des Fliessgewässers im Untersuchungsperimeter stattfinden. Dabei können erste Eindrücke vor Ort gesammelt und die Vorauswahl repräsentativer Probestellen überprüft und korrigiert werden. Neben der Repräsentativität spielt auch die Zugänglichkeit von Untersuchungsabschnitt und Untersuchungsstelle eine entscheidende Rolle für die Durchführung der Untersuchungen. Ist der Einsatz von Tauchern geplant, so muss eine Zufahrtsmöglichkeit bis nahe ans Ufer gewährleistet sein. Dasselbe gilt für den Bootseinsatz, der darüber hinaus noch eine Wasserungsmöglichkeit erfordert.

4.3.1 Untersuchungsmethoden

Die Festlegung der geeigneten Untersuchungsmethoden erfolgt in Abhängigkeit von Gewässergegebenheiten und gewünschten Kennwerten (Index- und Metric-Werten). Dabei soll zunächst auf bestehende methodische Ansätze zurückgegriffen werden, die in Kap. 3.3 ff beschrieben sind. Je nach dem Ergebnis der Abklärung der Kompartimentierungen (vgl. Kap. 4.4.2.3) können entweder die Methodik für die Beprobung der tiefen Sohle gewählt oder zusätzliche Proben in bewatbaren Bereichen genommen werden.

4.3.2 Auswahl der Untersuchungsstellen

4.3.2.1 Repräsentativität und Kontinuität

Die einzelnen Fließgewässerabschnitte sollen durch die Probestellen bezüglich ihrer Habitatausstattung angemessen repräsentiert werden. In grossen Fließgewässern ergeben sich dabei mehrere Fragen zur Probenahme und Probenauswertung, die bei kleinen Gewässern weniger bedeutend sind:

- Wie werden die verschiedenen Habitatausprägungen am Flussgrund festgestellt und adäquat beprobt? – Welche Fließstrecke muss in die Beprobung mit einbezogen werden?
- Wie werden ufernahe Habitate berücksichtigt? Diese besitzen nur einen geringen räumlichen Anteil am Gewässer, weisen aber oft eine hohe Habitatvielfalt auf.
- Wie werden die ufernahen Habitate adäquat beprobt (Streckenlänge, Anzahl der Proben)?
- Werden Ufer- und Sohlproben gemeinsam bewertet? Wenn ja, wie werden ihre Anteile an der Besiedlung verrechnet?

Die Auswahl der Probestellen soll die oben genannten Informationsquellen, Erfahrungen aus früheren Untersuchungen, Zugänglichkeitskriterien zu unterschiedlichen Jahreszeiten und die voraussichtliche dauerhafte Verfügbarkeit einer Probestelle berücksichtigen. Bei der Wiederholung von Untersuchungen ist auf Kontinuität zu achten. Daher ist das methodische Vorgehen so präzise wie möglich zu beschreiben und im Rahmen der nächsten Kampagne einzuhalten. Abweichungen davon sind fachlich zu begründen und mit zuständigen Fachstellen abzusprechen.

4.3.2.2 Beprobte Kompartimente (Hauptgerinne, Nebengerinne, Auengewässer)

Je nach Gewässer stellen Nebengerinne, Seiten- und Altarme einen wesentlichen Teil des Gewässers dar. Diese sind auf jeden Fall in die Untersuchungen mit einzubeziehen, sofern sie dauerhaft mit dem Hauptfluss in Verbindung stehen. Über längere Zeit vom Fluss isolierte Auengewässer sind zwar typisch für den jeweiligen Gewässerraum, stellen aber einen eigenen Gewässertyp dar, der oft auch entsprechende eigene Untersuchungsmethoden und -zeiträume erfordert (vgl. dazu die Untersuchungen zu den Schachen (Restwasseräuen) der Aare in [REY et al. 2013]).

4.3.3 Untersuchungszeiträume

4.3.3.1 Wetter- und Abflussverhältnisse

Die Probenahme muss ausserhalb von Hochwasserperioden stattfinden. Es muss gewährleistet sein, dass sich aussergewöhnliche hydrologische Ereignisse nicht negativ oder in Form deutlicher Abweichungen gegenüber dem Normalzustand auf die Resultate auswirken. Gewässertypische Situationen mit hohen Abflüssen (z.B. Schneeschmelze), aber auch anthropogene Verhältnisse wie Schwall/Sunk oder Restwassermodifikationen können bei der Wahl zusätzlicher Probenahmen berücksichtigt werden.

4.3.3.2 Standardisierter Zeitpunkt der Probenahme

Dieser Aspekt wird bereits ausführlich im MSK-Modul Makroinvertebraten Stufe F [STUCKI 2010] behandelt und kann von dort modifiziert übernommen werden: Es sind zwei bis mehrere Probenahmen pro Jahr innerhalb des vorgeschlagenen Zeitfensters vorzusehen. Der optimale Zeitpunkt muss in Ab-

hängigkeit der klimatischen und hydrologischen Verhältnisse des laufenden Jahres angepasst werden. Perioden mit Gletscher- und Schneeschmelze (typisch für z.B. die Bergkantone Wallis, Bern und Graubünden) wie auch extreme Trockenperioden (typisch z.B. für das Süd-Tessin) sind zu vermeiden. Falls Gletscher- und Schneeschmelze die hydrologischen Verhältnisse im Gewässer massgeblich beeinflussen, ist zumindest eine der Probenahmen in einen Zeitraum mit geringerem Abfluss zu verschieben. Gleichzeitig sind bei der Planung der Probenahme tägliche und wöchentliche Abflussvariationen (Gletscherschmelze, Kraftwerksregime, Schwall/Sunk, Stauraum- und Entsanderspülungen) zu berücksichtigen, indem hydrologisch möglichst stabile Situationen ausgewählt werden.

4.3.4 Unterschiedliche geografische Komponenten

4.3.4.1 Biogeografische Region

Untersuchungsstandorte unterschiedlicher geografischer Regionen (z.B. nördl. Alpenvorland vs. Südalpen) müssen zu den klimatisch jeweils geeigneten Zeitpunkten beprobt werden.

4.3.4.2 Höhenstufe

Unterschiedliche Höhenstufenklassen sind bei grossen Fliessgewässern weniger ausgeprägt als bei kleinen Bächen. Gibt es dennoch Untersuchungsstandorte, die sich durch deutliche Höhenzonierung unterscheiden lassen, dann sollen die untersten als Erstes beprobt werden, während die obersten gegen Ende des Zeitfensters untersucht werden (vgl. MZB, Stufe F). Einige Abschnitte der grossen Fliessgewässer und Sondertypen (z.B. Inn und Rhône) befinden sich auf Höhenstufen über 1400 m bzw. 1800 m und fallen damit in ein späteres Beprobungsfenster.

Vor und nach dem eigentlichen Zeitfenster der Aufnahmen ist ein Puffer- Zeitfenster von mehreren Tagen bis Wochen vorzusehen, um spezielle klimatische Ereignisse zu berücksichtigen (z.B. besonders warmer oder kalter Frühling oder Perioden mit langanhaltenden Niederschlägen).

4.3.4.3 Äusserer Aspekt und Ökomorphologie

Diese Aspekte werden ebenfalls im MSK-Modul Makroinvertebraten Stufe F (STUCKI 2010) behandelt und können entsprechend übernommen werden: Es wird empfohlen, das Fliessgewässer begleitend zur zoobenthologischen Untersuchung gemäss den Modulen «Ökomorphologie» und «Äusserer Aspekt» zu beschreiben sowie die Parameter gemäss der in Anhang A1 des Moduls MZB, Stufe F, aufzunehmen. Das Modul «Äusserer Aspekt» ist ein Instrument zur Beurteilung des makroskopischen Zustands der Fliessgewässer im Hinblick auf die Anforderungen von Anhang 2 GSchV an oberirdische Gewässer (z.B. Eisensulfidflecken, Trübung, Verfärbung des Wassers, Schaum, Geruch, unnatürliches Wuchern von Algen oder Wasserpflanzen, Schlamm, Abfälle oder mit blossen Auge sichtbarer Bewuchs von Bakterien, Pilzen oder Protozoen). Ökomorphologie und Äusserer Aspekt sind relevant für die Besiedelbarkeit der Flusssohle durch Makroinvertebraten und sollten daher bei allen Phasen der Untersuchung (Probenahme, Auswertung und Zustandsbewertung) berücksichtigt werden.

4.4 Entwicklung einer Bewertungsmethode für grosse Fließgewässer (MZB)

Die meisten hier diskutierten Punkte wurden bereits in anderen Kapiteln ausführlicher behandelt. Die zur Bewertung für grosse Fließgewässer in der Schweiz vorgeschlagenen Schritte sind hier nochmals gezielt und knapp zusammengestellt.

4.4.1 Anforderungen an die neue Bewertungsmethode

Übergeordnetes Ziel der Methodenentwicklung ist, künftig auch den Zustand der grossen Schweizer Fließgewässer anhand ihrer Benthosbesiedlung bewerten zu können. Zusätzlich sind folgende Ziele formuliert:

- die Bewertung soll möglichst mit den bislang schon durchgeführten Bewertungen der bewatbaren Gewässer der Schweiz vergleichbar sein
- die Bewertung soll mit den Bewertungen grosser Fließgewässer in anderen europäischen Ländern vergleichbar sein
- die Ergebnisse aus den Untersuchungen nach der neuen Methode sollen möglichst detailliert Auskunft geben über den Zustand der Benthosbesiedlung, den Gewässerzustand und die darauf einwirkenden Belastungsgrößen

4.4.2 Schritt 1: Erfassung des Charakters der grossen Fließgewässer

Der Zustand der grossen Gewässer ist nicht als Zustand des gesamten Gewässers feststellbar, sondern nur für weitgehend einheitliche Gewässerabschnitte einzelner Gewässer. Der biologische Zustand grosser Fließgewässer dürfte in vielen Fällen in den Bereichen der beiden Ufer und der Gewässersohle aufgrund unterschiedlicher Habitatausstattung deutlich verschieden sein und sollte daher auch für diese drei Bereiche getrennt erhoben werden. Wo diese drei Bereiche nicht deutlich unterschiedliche Habitate aufweisen, müssen sie doch zumindest anteilmässig berücksichtigt werden.

4.4.2.1 Definition natürlichen Gewässerabschnittstypen

Eine differenzierte Typologie des natürlichen Charakters der zu untersuchenden Flussabschnitte muss vor der Gewässerbewertung und zur Erschliessung von Referenzzuständen des Gewässers vorliegen.

Pendenz: Eine entsprechende Typisierung existiert noch nicht. Sie kann entweder schweizweit oder vor jeder neuen Untersuchungskampagne durchgeführt werden. Bei der weiteren Ausarbeitung der Methode ist zumindest eine Wegleitung für eine solche Typisierung zu erstellen.

4.4.2.2 Definition einheitlicher Gewässerabschnitte

Für alle grossen Schweizer Fließgewässer sollten Definitionen für die einheitlichen Gewässerabschnitte vorhanden sein. Diese Definitionen beruhen auf der natürlichen Gewässertypologie, berücksichtigen aber auch grössere anthropogene Eingriffe und machen damit eine Aufteilung der grossen Fließgewässer in Strecken möglichst einheitlichen Charakters möglich.

Pendenz: Eine entsprechende Definition existiert noch nicht. Sie sollte schweizweit erfolgen. Auch hier ist bei der weiteren Ausarbeitung der Methode wenigstens eine Wegleitung für eine solche Definition zu erstellen.

4.4.2.3 Abklärung der Kompartimentierung grosser Fliessgewässer

Unbedingt erforderlich für eine angemessene Beurteilung und Bewertung grosser Fliessgewässer ist die Vorababklärung, welche Flüsse oder Flusstypen eine gemeinsame Betrachtung der Besiedlung ufernaher Bereiche und der tiefen Sohle erlauben und bei welchen eine getrennte Betrachtung dieser Kompartimente angebracht ist.

Das Vorhandensein von drei deutlich unterscheidbaren Kompartimenten eines Fliessgewässers (Ufer links, Flussmitte, Ufer rechts) hat weitreichende Konsequenzen für die Bewertung. Es gilt frühzeitig abzuklären, welche Gewässer(abschnitte) diese Dreiteilung aufweisen und welche Gewässer als Ganzes betrachtet werden können.

Pendenz: Entsprechende Abklärungen zur Kompartimentierung grosser Fliessgewässer existieren noch nicht. Die Abklärung sollte möglichst von den Fachstellen der Kantone durchgeführt werden und müsste eine schweizweite Übersicht über die Zahl der Objekte, ihre Beprobbarkeit und die Länge der Fliesstrecken der mit der neuen Methode zu untersuchenden Fliessgewässer liefern. Überdies würde es auch die Auswahl zusätzlicher NAWA-Stellen erleichtern.

4.4.2.4 Definition gewässertypischer Referenzbiozöosen

Diese Typisierung der Flussabschnitte ist auch Voraussetzung für das zweite Prinzip der EU-Gewässerbewertung, die Definition von Referenzbenthosbiozöosen. Diese Vorgabe findet sich auch in der Schweizer Gewässerschutzverordnung an [GSchV Anhang 1 Ziffer 1 Absatz 1], ist aber bislang nicht in der Gewässerüberwachung umgesetzt.

Als Grundlage und Bezugspunkt der benthosbiologischen Gewässerbeurteilung sollte die naturnahe gewässertypische Besiedlung dienen. Während die ursprüngliche Besiedlung der stark degradierten Schifffahrtsstrassen der mitteleuropäischen Flüsse kaum zu rekonstruieren ist, dürfte dies für viele der grossen Schweizer Fliessgewässer noch möglich sein. Hierzu sind auf die naturnahen Abschnittstypen bezogene Referenzbiozöosen (Artniveau, Besiedlungsanteile) zu definieren. Für die stark genutzten grossen Gewässer empfiehlt sich weiterhin die Erarbeitung einer Systematik zur Berücksichtigung des Anteils stark veränderter Flussabschnitte (Stau, Restwasser, Schwall/Sunk, Schifffahrt, Neozoen). Für einige dieser Aspekte bieten die EU-Methoden Orientierungshilfen.

Bei grossen Fliessgewässern wird es aufgrund der unterschiedlichen Habitatausstattung und Kompartimentierung erforderlich sein, getrennte Referenzbiozöosen für ufernahe und tiefe Sohlbereiche zu definieren.

Pendenz: Die Herleitung der Referenzbiozöose muss im Rahmen der Untersuchungsplanung erfolgen und kann danach (bei darauffolgenden Kampagnen) immer wieder verwendet werden. Detaillierte Informationen über den Zustand der Benthosbesiedlung, den Gewässerzustand und einwirkende Belastungsgrössen können nur mittels einer ebenso detaillierten Datenerhebung erfolgen. Die gewonnenen Daten (ausgewertete Proben) müssen dann auf einer Ebene bearbeitet werden, die die nötigen Informationen erhält, in der Regel auf Artniveau.

4.4.3 Schritt 2: Vergleichbarkeit der Ergebnisse

Aus dieser Anforderung leiten sich Ansprüche hinsichtlich des benötigten Datenumfangs und der Datengenauigkeit ab, die deutlich über die bisherige Beurteilungspraxis in der Schweiz hinausgehen. Die im Folgenden vorgeschlagene Vorgehensweise ist daher auch durchaus aufwändiger als die bisherige Standardmethode, bietet dafür aber die geforderten wesentlich detaillierteren Informationen über den Gewässerzustand, die auch eine Vergleichbarkeit mit anderen Ansätzen im europäischen Rahmen zulässt.

Der Vergleich von biologischen Zustandsklassen, die anhand der Makrozoobenthosbesiedlung ermittelt wurden, bleibt insofern immer möglich, da jede dieser Methoden die repräsentative und fachlich nachvollziehbare Bewertung von Gewässerzuständen als zentrale Anforderung besitzt.

4.4.3.1 Vergleichbarkeit mit dem IBCH für bewatbare Gewässer

Wie bereits diskutiert, lässt sich der IBCH selbst für die bei grossen Fließgewässern erhobenen Daten nicht nutzen. Zur Berechnung des IBCH-Wertes müssten sämtliche Vorschriften zur Probestellenauswahl, Probeflächengrösse und Zahl der Teilproben von Stufe F unverändert übernommen werden.

Die aus dem zugehörigen MSK-Modul resultierende Bewertung in Form einer Zustandsklasse ist dagegen gut mit derjenigen für grosse Fließgewässer vergleichbar. Hierbei muss nur beachtet werden, dass die aktuelle Version des MSK-Moduls «Makrozoobenthos F» im Gegensatz zur hier vorgestellten Methode weniger Einflussfaktoren auf die Gewässerqualität anzeigen kann. Diese Unterschiede können sich durch die aktuell laufende Revision des Moduls F verringern.

4.4.3.2 Vergleichbarkeit zu Bewertungen der EU-Staaten

Eine Vergleichbarkeit mit den Bewertungen grosser Flüsse in den EU-Ländern könnte mit der vorgeschlagenen Methode hergestellt werden. Dazu sind allerdings einschränkend zwei Punkte zu bemerken:

- Eine Bewertung des Zustands grosser Fließgewässer ist in den EU-Ländern erst ansatzweise in Gebrauch und zum grössten Teil noch in Bearbeitung. Hier würde sich eine enge Zusammenarbeit bei der Entwicklung und Implementierung der Methodik empfehlen.
- Die meisten Bemühungen zur Erarbeitung einer Bewertungsmethode erfolgen in der EU an Fließgewässern, die einen völlig anderen Charakter besitzen als die Schweizer Flüsse (siehe z.B. Potamon-Typie-Index oder Britische Flachlandflüsse). Eine Zusammenarbeit empfiehlt sich hier besonders mit Staaten mit wesentlichen Gebirgsanteilen (Österreich und Deutschland/Bayern).

Die Vergleichbarkeit mit den Bewertungen der EU-Länder, aber auch eine innerschweizerische Bewertung grosser Fließgewässer erfordert auf jeden Fall eine oben genannte detaillierte Typisierung der zu untersuchenden Gewässer(abschnitte).

4.4.4 Schritt 3: Repräsentativität der Untersuchungen

Die Untersuchungsplanung soll gewährleisten, dass für den jeweiligen Flussabschnitt repräsentative Benthosproben genommen werden. Darüber hinaus sollen die erforderliche Zahl von Probestellen, günstige Untersuchungstermine und günstige Abflussbedingungen definiert werden (s.o.).

Die Untersuchungsplanung verläuft weitgehend entsprechend der Planung an bewatbaren Gewässern. Besonders anspruchsvoll ist jedoch die Festlegung ausreichend repräsentativer Untersuchungsbereiche. Bei grossen Fliessgewässern müssen deshalb auch die nicht bewatbaren Gewässerbereiche mit geeigneten Probenahmemethoden berücksichtigt werden.

Die Probenahme kann mittels unterschiedlicher Methoden erfolgen, sofern dabei drei zentrale Kriterien erfüllt werden:

- Repräsentativität der Proben für den gesamten untersuchten Abschnitt oder für bestimmte Flusskompartimente
- ein definierter Flächenbezug der Probenahme
- das Vermeiden selektiver Probenahmen hinsichtlich Arten oder Lebensformtypen

Die Repräsentativität der Proben für einen bestimmten Abschnitt ist nur gut, solange der Abschnitt ausreichend homogen ist. Setzt sich der Abschnitt aus mehreren (wiederkehrenden) Komponenten zusammen, so sind diese einzeln – und auch für die Kompartimente in ufernahe und tiefe Sohle getrennt – repräsentativ zu beproben. Es wird vorgeschlagen, dabei auch für Schweizer Gewässer eine Variante des *Multi-Habitat-Samplings* der EU-Staaten anzuwenden (vgl. Basismonitoring Ökologie Alpenrhein, Abb. 3.4). Diese ist repräsentativer als die an der Besiedlungseignung orientierte Auswahl der Teilproben zur Ermittlung des IBCH (MSK-F). Die Zahl der erforderlichen Teilproben ist, nicht zuletzt auch im Hinblick auf den Arbeitsaufwand, noch zu diskutieren. Derzeit wird im Rahmen der koordinierten biologischen Untersuchungen am Hochrhein getestet, inwieweit sich eine unterschiedliche Zahl von Teilproben auf die Ergebnisse auswirkt.

Die Forderung nach einem **definierten Flächenbezug** schränkt die Zahl der möglichen Probenahmemethoden ein, ist aber für zahlreiche Auswertungen erforderlich und sichert die Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen.

In den meisten Fällen genügt ein kontrolliertes Kicksampling in ufernahen Bereichen und die entsprechende Technik mittels Einsatz von Tauchern mit Netzsammlern in tiefen Bereichen den formulierten Ansprüchen. Bei einheitlichem fein- bis mittelkörnigem Material können auch Greifer eingesetzt werden, bei sehr feinem Sohlsubstrat Air-Lift-Sampler. Für die meisten Schweizer Fliessgewässer können die bereits etablierten Methoden der seit 1990 durchgeführten Monitoringprogramme übernommen werden (Zusammenstellung in ORTLEPP 2016 und in Tab. 3.3, S. 59)

Die Probenbearbeitung erfolgt analog zur Bearbeitung von Proben aus bewatbaren Gewässern, kann aber auch entsprechend dem Vorgehen in den genannten Monitoringprogrammen modifiziert werden. Entscheidend ist, dass die Probenbearbeitung den Ansprüchen der geplanten Methodik der Datenauswertung genügt. Werden alle genommenen Proben **vollständig und nach Kompartimenten und Habitaten getrennt** aufbereitet und ausgelesen, bleiben alle Möglichkeiten für die nachfolgende Probenauswertung erhalten. Eine Zusammenfassung zu Sammelproben ist möglich, wenn eine gleichzeitige Abschätzung der typischen Habitatanteile vorausgeht (vgl. Methoden des Multi-Habitat-Samplings).

Pendenzen: Bis zur Fertigstellung der MSK-Methode grosse Fliessgewässer sollten die laufenden oder sich wiederholenden Untersuchungen an grossen Flüssen weitergeführt werden. Bei Untersuchungen mit spezielleren Fragestellungen sollten einzelne Randbedingungen bereits jetzt beachtet werden:

- die Probestellen und Probenahmemethodik sollte genau dokumentiert und, wo immer möglich, aufeinander abgestimmt werden
- die Probenahme sollte möglichst flächenbezogen erfolgen
- die Probenahme sollte möglichst nicht selektiv sein
- die Auswertung sollte mindestens bis auf Gattungsniveau oder tiefer erfolgen (Ausnahme Dipteren, Oligochaeta)
- für alle bestimmten Taxa sollten Abundanzen gerechnet bzw. geschätzt werden

Damit wäre eine Verwendung dieser Daten zur Erprobung neuer Auswertungsmethoden sichergestellt.

4.4.5 Schritt 4: Probenauswertung

Die Probenauswertung geschieht in zwei Schritten. Die Bestimmung der Kenngrößen der Benthosbesiedlung (Taxazusammensetzung, Abundanzen) und die Verknüpfung der Kenngrößen der Benthosbesiedlung mit Indikatoreigenschaften der einzelnen Taxa.

4.4.5.1 Häufigkeiten und Abundanzen

Bei der Auswertung sollten nicht nur Häufigkeiten (z.B. vorgegebene Häufigkeitsklassen nach DIN) abgeschätzt, sondern auch Abundanzen (Zahl der Tiere pro Fläche) der einzelnen Taxa ermittelt werden. Für Proben aus nicht flächenbezogenen Sonderhabitaten ist die Angabe der relativen Häufigkeiten sinnvoll.

4.4.5.2 Bestimmungsniveau

Das Bestimmungsniveau sollte weitgehend mindestens bis zur Gattung führen. Bei allen für die Zustandsbewertung herangezogenen Arten und Arten der Roten Liste, sowie bei allen anderen leicht und eindeutig bestimmbar Taxa sollte bis zur Art bestimmt werden. Dies gilt auch für heute eventuell noch wenig zur Bewertung herangezogene Gruppen. Es hat sich gezeigt, dass sich die Bedeutung von bislang aufgrund ihrer schwierigen Bestimmbarkeit kaum berücksichtigten Gruppen ändern kann. So zeigte erst die Entwicklung der taxonomischen Werkzeuge und Fähigkeiten den hohen Informationsgehalt der Artenzusammensetzung von z.B. Chironomiden oder Oligochaeten.

Pendenz: Es wird empfohlen eine Liste verbindlicher taxonomischer Niveaus für die verschiedenen Taxa in Anlehnung an das Biodiversitätsmonitoring Schweiz zu erstellen. Dabei sollten Nicht-EPT-Taxe noch weiter berücksichtigt und die Listen an den taxonomischen Fortschritt angepasst werden.

4.4.6 Auswertung nach Kenngrößen, Berechnung der Indices

Die Auswertung kann zunächst mittels bestehender Kenngrößen erfolgen, wie sie bereits in den EU-Ländern angewandt werden (Metrics und Indices). Einen besonders hohen Informationsgehalt besitzen multimetrische Indices, welche unterschiedliche Indikatoreigenschaften verschiedener Gruppen verknüpfen. Hierzu bieten sich die Auswertungsprogramme PERLODES und ECOPROF an. Die Übertragbarkeit und Anwendbarkeit der so errechneten Indices auf die Verhältnisse in grossen Schweizer Fließgewässern kann vorerst anhand bereits vorliegenden Datenmaterials überprüft werden. Später sollten zu einzelnen wichtigen Indices und bestimmten Gewässersituationen auch noch gezielte Kontrolluntersuchungen stattfinden. Weitere Angaben unter Kap. 3.5.2 ff.

4.4.7 Schritt 5: Zustandsbewertung

Die aus einer biologischen Fließgewässerbewertung anhand der Benthosbesiedlung resultierende Zustandsklasse soll den tatsächlichen Gewässerzustand bzw. die Belastung widerspiegeln. In der Regel bleiben die Benthosuntersuchungen nicht das einzige Modul für die Zustandsbewertung. Es kommen andere biologische (Diatomeen, Plankton Makrophyten, Fische, vgl. Kap. 6), physikalisch-chemische, ökomorphologische und hydrologische Module/Qualitätselemente hinzu und führen zur Bestimmung des gesamtökologischen Gewässerzustands (vgl. Abb. 3.7, S. 69, Abb. 4.2).

Die Zustandsbewertung erfolgt allgemein nur für Gewässerabschnitte oder Kompartimente mit einheitlichem Charakter. Das übergeordnete Kriterium für die Zustandsbewertung mit Hilfe der Makrozoobenthosbesiedlung ist die Abweichung vom Referenzzustand, in diesem Fall der natürlichen oder naturnahen Referenzbiozönose.

4.4.7.1 Vergleich mit der Referenzbiozönose

Jede Bewertung setzt die Definition einer Referenz als Sollzustand voraus, anhand derer ein Ist-Zustand bewertet wird. Der Referenzzustand ist für zahlreiche Gewässerparameter zu definieren und man wird in der Regel einen weitgehend naturnahen Zustand zur Definition heranziehen. Entsprechende Referenzen müssen für alle Gewässertypen und mitunter auch für unterschiedliche Kompartimente definiert werden.

Bei der Definition einer Referenzbiozönose werden die Referenzen für die verschiedenen Gewässerparameter integriert. Man geht dabei davon aus, dass sich eine natürliche/naturnahe Referenzbiozönose nur dort entwickeln konnte/kann, wo auch die anderen Gewässerparameter natürlich/naturnah ausgeprägt sind. Wo eine solche naturnahe Referenzbiozönose nicht ableitbar oder nicht mehr erreichbar ist, kann auch eine Ersatz-Referenzbiozönose definiert werden, welche aktuelle Nutzungen und historische Veränderungen mehr oder weniger berücksichtigt.

Die Einteilung der Bewertung in verschiedene Klassen sollte sich an den bisher vorhandenen Einteilungen orientieren. Hierzu empfiehlt sich eine Interkalibrierung der Klasseneinteilung der verschiedenen Index- und Metric-Werte im Vergleich zu bestehenden Bewertungen von Gewässern ähnlichen Typs der gleichen Bioregion.

4.4.7.2 Kriterien der Zustandsbewertung

Zu den Kriterien der Zustandsbewertung zählen u.a. die Abweichung der festgestellten Besiedlung vom Referenzzustand hinsichtlich:

1. Zusammensetzung der Benthosbiozönose (→ typische Artenverteilung mit typischen relativen Häufigkeiten und Dominanzen)
2. gewässertypspezifischer Taxazahl
3. Verschwinden und Wiederkehren seltener Arten
4. Zahl und Dominanz von gewässertypspezifischer Indikatoren und/oder Zielarten
5. Besiedlungsdichte
6. Resilienz gegenüber invasiven Neozoenarten

Grosse Fliessgewässer

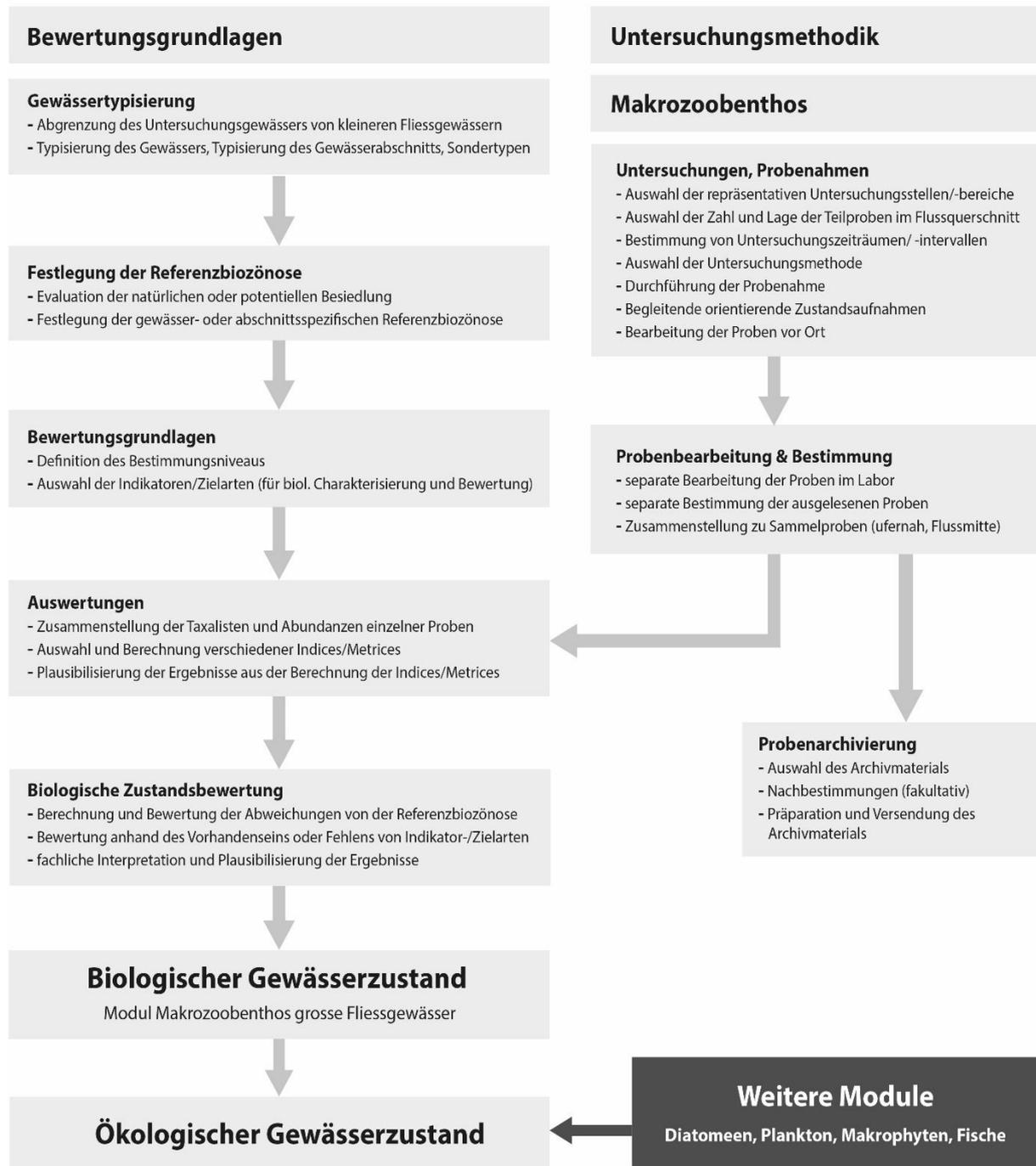


Abb. 4.2: Methode zur Untersuchung und Beurteilung grosser Fliessgewässer. MSK-Methode Makrozoobenthos. Fliessschema zur Durchführung der Abklärungen und Untersuchungen. Diskussionsgrundlage.

Die Grundlagen für die Bewertung müssen dabei so nachvollziehbar wie möglich sein, da schon eine «mässige» bis «schlechte» MZB-Zustandsbewertung einen Handlungsbedarf nach sich ziehen kann. Zusätzliche Entscheidungs- oder k.o.-Kriterien sollten schon früh eine Weichenstellung in die eine oder andere Richtung ermöglichen.

Eine Bewertung erfolgt getrennt für sämtliche untersuchten **Kriterien**. Sollten verschiedene Kriterien des Gewässerzustands in einer Bewertung zusammengeführt werden, so ist der schlechteste Zustand der massgebliche Zustand, da dieser einen Massnahmenbedarf begründet. Dies kann natürlich nur dann zum Tragen kommen, wenn die unterschiedlichen Kriterien eine vergleichbare ökologische Bedeutung besitzen.

Für die unterschiedlichen **Kompartimente** eines Gewässers sind ebenfalls separate Bewertungen vorzunehmen, zumal diesen in der Regel auch unterschiedliche Referenzen zugeordnet sind. Für eine Zusammenführung der Bewertung unterschiedlicher Kompartimente kann ebenfalls eine worst-case-Beurteilung erfolgen.

4.4.7.3 Ausprägung der Kriterien, Zustandsklassen

Das Mass der Abweichung eines Kriteriums vom Referenzzustand/Zielzustand bestimmt dessen Ausprägung. Die Ausprägung wiederum kann im einfachsten Fall bereits einer Zustandsklasse zugeordnet werden. So kann die prozentuale Abweichung vom Zielzustand hinsichtlich Taxazahl oder Besiedlungsdichte typischer Arten bereits zu Bildung von (linearen) Zustandsklassen führen (vgl. Abb. 3.7; S. 69). Wie die Zustandsklassen einzelner Proben können später auch Zustandsklassen einzelner Kriterien zur biologischen Zustandsbewertung mit einem geeigneten (ungewichteten oder gewichteten Algorithmus) zusammengeführt werden.

4.4.7.4 Wertefunktionen

Wertefunktionen sind ein bewährtes Instrument dieser Zustandsbewertung. Sie ordnen jedem Ziel (Erreichen des Referenzzustands in einem Kriterium) in Abhängigkeit der Attributausprägung dieses Kriteriums z.B. einen Wert zwischen 0 und 1 zu. Dieser stellt den Grad der Zielerreichung dar.

Wertefunktionen können in verschiedenen Aggregationen zum Einsatz kommen und auf diese Weise z.B. auch die o.g. Minimum- oder k.o.-Kriterien darstellen. Eine gute Beschreibung der Zustandsbewertung mittels Wertefunktionen liefert das neue MSK-Modul zur Ökomorphologie Seeufer, S. 49 ff. [BAFU 2016].

4.5 Ausblick und methodische Ergänzungen

4.5.1 Weiterführung bisheriger Untersuchungen und Weiterbearbeitung bereits vorliegender Daten

Parallel zu der Ausarbeitung einer Methode zur benthosbiologischen Untersuchung grosser Schweizerischer Fließgewässer sollten die bisherigen Untersuchungen von Hochrhein, Alpenrhein, Aare Reuss und Limmat weitergeführt werden [vgl. ORTLEPP 2016]. Die Untersuchungen an den genannten Flüssen haben eine umfangreiche Datensammlung hervorgebracht, die bereits mit geringen Modifikationen eine Weiterbearbeitung mit den Auswertungswerkzeugen von *Perلودes* oder *ecoprof* erlauben. Eine Bewertung dieser Gewässer ist mit diesen Werkzeugen aktuell noch nicht möglich, da die hierfür erforderlichen Gewässertypisierungen und Referenzdefinitionen noch fehlen. Die Berechnung der dort genutzten Index- und Metric-Werte kann die Beurteilung bereits jetzt unterstützen und detaillierte Informationen zu Belastungsfaktoren bereitstellen. Diese Kenngrößen

sollten auf Dauer aber mit neuen Referenzdefinitionen den Verhältnissen in den grossen Schweizer Gewässern angepasst werden.

Für «Testläufe» neuer Auswertungs- und Bewertungsmethoden eignen sich die Datensätze einzelner grosse Gewässer, wie z.B. der Reuss. An der Reuss wurden zahlreiche ausführliche benthosbiologische Untersuchungen durchgeführt. Hier kann geprüft werden, ob bereits ein ausreichender Datenpool vorhanden ist. Die Benthosdaten von kleineren, aber nicht bewatbaren Gewässern könnten vermutlich ebenfalls für Methodentests herangezogen werden, da hier mitunter Gewässertypen vorliegen, für die die Bewertungsalgorithmen bereits vorliegen. Ergebnisse, die nur auf dem Niveau des IBCH vorliegen, sind allerdings für eine weitere Bearbeitung nicht geeignet (vgl. Auswertung der Qualität schweizweiter Makrozoobenthosdaten durch REMUND [2016] und EXPERTENGRUPPE MZB, BAFU & EAWAG [unveröff.]).

4.5.2 Methodenbeschrieb zur eDNA-Probenahme an (grossen) Fließgewässern

Eine interessante Ergänzung der Probenahmemethoden an Stellen, an denen keine repräsentative und quantitative Probenahme möglich ist, stellt die Analyse der Umwelt-DNA (eDNA) dar. Bei dieser Methode wird die Anwesenheit einer Art in einem Gewässerabschnitt – und hier ist wirklich von Arten die Rede – durch den Nachweis von Bruchstücken ihrer DNA im Wasser festgestellt. Diese Methode des Artnachweises ist noch in der Entwicklung und ist kaum quantifizierbar. Sie ist jedoch eine interessante Ergänzung an schwierigen Probestellen, insbesondere hinsichtlich der Biodiversität. Zur DNA-Gewinnung wird an der Probestelle ein bestimmtes Wasservolumen filtriert und der Filter darauf im Labor analysiert.

4.5.2.1 Beispielprotokoll Probenahme Umwelt-DNA (eDNA)

Die Probenahme von Umwelt-DNA ist bisher nicht standardisiert und hängt stark vom weiterarbeitenden Labor ab. Das hier vorgestellte Protokoll soll daher nur das grundsätzliche Vorgehen verdeutlichen. Die genaue Spezifikation ist mit dem beauftragten eDNA-Analysen-Labor abzuklären (z.B. benötigte Wassermenge pro Filter, Volumina der Spritzen, gewünschte Filtereinheiten oder Vorgehen bei Negativ-Kontrollen).

Material:

- Utensilien für steriles Arbeiten (z.B. sterile Einweg-Handschuhe)
- Sterile Einweg-Spritzen
- Filtereinheiten
- Kühlbox oder besser mobiler Tiefkühlschrank (12V-Betrieb) (-20°C)

Durch die relativ geringen eDNA-Konzentrationen im Wasser sind Kontaminationen besonders problematisch und es ist eine möglichst sterile und saubere Arbeitsweise nötig. Daher sind folgende Punkte zu beachten:

- Bei der Probenahme immer Handschuhe tragen und damit möglichst keine Kontaminations-Quellen berühren (z.B. Vegetation im Feld, Haut, andere unsterile Oberflächen). Ersatzhandschuhen z. B. in sauberen Zip-Lock Beuteln zur Probestelle mitführen, um diese bei Kontaminationsverdacht zu wechseln.

- Steriler Umgang mit Material: Nach Verpackungsentnahme der Spritzen und Filter darf keine Berührung derselben ohne Handschuhe oder mit der Umgebung stattfinden, ansonsten ist das Material bei Verdacht auf Kontamination zu wechseln.
- Aufbewahrung Proben: Wenn möglich, direkt vor Ort in einem mobilen Tiefkühlschrank (-20°C) einfrieren, ansonsten Proben dunkel und kühl bei max. 4°C vor Ort tagsüber in einer Kühlbox mit Kühlelementen lagern und spätestens abends in einen Tiefkühlschrank überführen.
- Vorgehen Probenahme: eDNA-Probenahmen sollten immer vor allen anderen Arbeiten an der Probestelle entnommen werden, um Kontaminationen beispielsweise durch Sediment-Aufwirbelungen oder Eintrag von Fremd-DNA durch Probenmaterial (z.B. Netze) oder Probennehmer (z.B. Vegetations-DNA an Kleidung, Schuhen) zu vermeiden. Wenn eine Probenahme vom Ufer ohne Gewässerbetretung nicht möglich ist, eDNA stets stromaufwärts vom Probennehmer entnehmen.
- Falls das Gewässer eine zu hohe Schwebstoffdichte und Trübung aufweist, kann sich der Filter unter Umständen mit Schwebstoffen zusetzen und es nicht ermöglichen, die gewünschte Menge Wasser auf einem Filter zu filtrieren. In diesem Fall sollten das genaue durchgeführte Filtrationsvolumen notiert werden und – falls vom Labor gewünscht – weitere Filter verwendet werden, bis die benötigte Wassermenge in der Summe (über die Filter verteilt) erreicht wurde.

4.5.2.2 Durchführung für ufernahe Probenahme (bewatbare Bereiche)

Für die eDNA-Probenahme am Ufer wird Wasser oberflächennah entnommen. Je nach Fragestellung ist darauf zu achten, dass genügend Abstand zur Ufervegetation oder Steinen (Algen/Biofilmbewuchs) gehalten wird, um die Proben nicht zu kontaminieren. Falls die eDNA-Proben beispielsweise mit Makrozoobenthos-Proben verglichen werden sollen, muss die Probenahme an der gleichen Stelle vorgenommen werden. Je nach Anforderungen sind gegebenenfalls mehrere Parallelproben je Probestelle zu entnehmen.

Durchführung am Beispiel der Verwendung von Sterivex-Einwegfiltereinheiten:

1. Handschuhe anziehen
2. Spritzen, Filter und Verschlüsse bereitlegen
3. Probestelle aufsuchen
4. Spritze aus Verpackung nehmen
5. Sterivex-Filtereinheit aus Verpackung nehmen
6. Spritze mit Wasser von der Gewässeroberfläche aufziehen
7. Einstellen des gewünschten Wasservolumens ohne Luftbläschen; bei Verwerfen des Wassers aus der Spritze im Fluss strom-abwärts/im stehenden Gewässer auf der vom Bearbeiter gegenüberliegenden Seite der Probestelle arbeiten (Kontaminationsgefahr!)
8. Sterivex-Filtereinheit auf Spritze schrauben
9. Wasser durch Filter drücken; bei Verwerfen des Wassers aus dem Filter im Fluss strom-abwärts/im stehenden Gewässer auf der vom Bearbeiter gegenüberliegenden Seite der Probestelle arbeiten (Kontaminationsgefahr!)
10. Filtereinheit von Spritze schrauben
11. Schritt 6–10 wiederholen, bis gewünschte Wassermenge filtriert wurde
12. Filter trocknen: Dafür 1–2x Spritze mit Luft befüllen und diese durch den Filter drücken

13. Filtereinheit mit Luer-Lock Verschlüssen verschliessen
14. Filtereinheit beschriften und in Zip-Lock-Beutel stecken
15. Zip-Lock-Beutel in mobilem Tiefkühlschrank (-20°C) aufbewahren

4.5.2.3 Vorgehensweise für Probenahmen in Flussmitte mit Taucher

Da ein vielfaches Auf- und Abtauchen für den Taucher – insbesondere bei Probenahmen in grosser Tiefe oder starker Strömung – nicht möglich ist, muss die benötigte Wassermenge für die gesamte Probenahme (inkl. Parallelproben) auf einmal an der gewünschten Probestelle entnommen werden. Je nach benötigtem Wasservolumen können dazu beispielsweise mehrere sterile Spritzen verwendet werden, die dann unter Wasser direkt an der Probestelle aufgezogen werden (Abb. 4.3). Dabei ist sowohl vor als auch nach der Probenahme darauf zu achten, die Spritzenöffnung nicht durch Kontakt mit unsterilen Oberflächen zu kontaminieren. Alternativ kann der Taucher auch vom Labor zur Verfügung gestellte sterilisierte Flaschen verwenden, welche direkt unter Wasser geöffnet und gefüllt werden. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die beim Abtauchen noch mit Luft gefüllten Flaschen dem Wasserdruck in der geplanten Wassertiefe standhalten und sich die Deckel trotz Anpressdruck noch gut öffnen lassen. Die Filtration der Wasserproben über Filtereinheiten erfolgt anschliessend wie für die Uferprobe beschrieben an Land.



Abb. 4.3: eDNA Probenahme im Rahmen der koordinierten biologischen Untersuchungen am Hochrhein 2017. Die Methode wurde hier erstmals im Unterwassereinsatz getestet. Links: Aufziehen der 50 ml-Spritzen unter Wasser. Rechts: Mikrofiltration der UW-Proben an Land. Foto: Hydra.

4.6 Fazit

Je nachdem, welche Fliessgewässer, Abschnittstypen und Sondertypen als «grosse Fliessgewässer» definiert werden, sollten in der Schweiz zwischen neun (Abfluss $>50 \text{ m}^3/\text{s}$) und über 50 Objekte (Abfluss $<50 \text{ m}^3/\text{s}$) nach der neuen Methode untersucht und bewertet werden. (*Kapitel 4.2.1*)

Die hier vorgeschlagene Methode ist mit den bisherigen Langzeitmonitoringprogrammen grosser Flüsse der Schweiz kompatibel, da sie alle dort etablierten Standards aufrechterhält und über diese herausgehend ergänzt. (*Kapitel 4.2.2 & 4.5*)

Die Ergebnisse und Bewertungen der Methode lassen sich so aufarbeiten, dass sie mit den Methoden der EU-Wasserrahmenrichtlinie kompatibel sind. Damit liesse sie sich entsprechend der anderen nationalen EU-Methoden interkalibrieren. (*Kapitel 4.4*)

Die vorgestellte Auswertung und Bewertung ist deutlich umfangreicher als das bisherige Modul «Makrozoobenthos Stufe F» des Modul-Stufen-Konzeptes und berücksichtigt eine grössere Zahl an Einflussfaktoren auf den ökologischen Zustand. Die vorgestellte Methode stellt daher eher ein eigenes Modul als eine Erweiterung des bisherigen dar. Diese Einschätzung könnte sich mit dem Ergebnis der aktuellen Revision des bestehenden Moduls ändern.

Die vorgestellte Methode ist auch für das Nationale Messprogramm zur Oberflächenbeurteilung (NAWA) anwendbar. Das betrifft zum einen Gewässer, die bereits heute im Programm enthalten, aber nicht bewatbar zu beproben sind, und ermöglicht es die dort noch fehlenden grossen Fliessgewässer mitaufzunehmen.

5 Überblick über andere Module grosser Fließgewässer

Die eventuell neu zu erstellenden MSK-Module für grosse Fließgewässer für «Diatomeen», «Fische (inkl. Jungfische)» und «Makrophyten», sollen nur knapp behandelt werden. Zu jeder biologischen Komponente wird ein kurzer Überblick über die gängige Praxis, entsprechende Methoden der EU-Nachbarländer und ein kurzer Vorgehensvorschlag vorgestellt. Dieser enthält jeweils eine Abschätzung, ob:

- die schon existierenden Module für watbare, mittlere Flüsse übernommen werden können
- ein separates Konzept nötig ist
- für die anderen Module Inhalte des neuen Moduls «Makroinvertebraten» übernommen werden können

5.1 Modul Diatomeen

5.1.1 Bestehende Methode Schweiz

Für Kieselalgen existiert ein MSK-Modul «Kieselalgen Stufe F» für bewatbare Fließgewässer [HÜRLIMANN & NIEDERHAUSER 2007] und kommt beispielsweise im Messprogramm NAWA TREND zur Anwendung. Sie wird bisher auch überwiegend in bewatbaren kleineren Fließgewässern angewandt. Proben sollten dabei bevorzugt vom Hartsubstrat Stein in der fließenden Welle entnommen werden. Dabei werden mehrere faust- bis kopfgrosse Steine je Probestelle entlang eines Transekts verteilt über beide Ufer und die Gewässermitteln gesammelt und der Kieselalgenaufwuchs abgekratzt. Falls kein Hartsubstrat vorhanden ist, kann auch Weichsubstrat oder Feinsediment beprobt oder Kunstsubstrat ausgebracht werden. Für nicht bewatbare grosse Fließgewässer wird diskutiert und vorgeschlagen, entweder nur beidseitig Uferproben zu entnehmen oder der Probenahmetechnik der Hochrhein-Untersuchung [BUWAL 1993] zu folgen. Bei dieser werden Uferproben mit Taucherproben kombiniert. Zur Bewertung wird ein Diatomeen-Index Schweiz «DI-CH» als Indikator anthropogener Stoffbelastungen der Fließgewässer genutzt. Zusätzlich dazu werden in NAWA TREND weitere Parameter wie Taxazahl, Diversität, Teratologie und Ähnlichkeitsindices zur Bewertung bestimmt. Zur Auswertung hinsichtlich Einflussgrößen werden die Charakterisierungen der Einzugsgebiete vom BAFU verwendet.

5.1.2 Methoden aus Deutschland und Österreich:

In Deutschland werden Diatomeen in Fließgewässern als Teilmodul der gesamten benthischen Flora (Makrophyten und Phytobenthos) nach PHYLIB [SCHAUMBURG et al. 2012] erfasst und bewertet. Die Beprobungsmethode für Diatomeen wird hier je nach Fließgeschwindigkeit und Fragestellung unterschieden. Bei hohen bis mittleren Fließgeschwindigkeiten wird Hartsubstrat besammelt und der Algenaufwuchs von mittelgrossen bis grossen Steinen abgekratzt. Bei langsamen Fließgeschwindigkeiten und Weichsubstrat werden zur Bestimmung von Belastungszuständen bevorzugt vertikal exponierte Hartsubstrate nach KELLY et al. [1998] beprobt. Zur Erfassung gewässertypspezifischer Biozönosen wird das natürliche Bodensubstrat untersucht. Die Vorgehensweisen sind hierfür noch nicht standardisiert. Zur Beprobung von Feinsediment wird beispielsweise ein Absammeln mit Saugvorrichtungen oder Sedimentstechrohren vorgeschlagen, in tieferen Bereichen beispielsweise

von einem Boot aus. Die Probestellen in tiefen Bereichen sollten unter dem Aspekt der Zugänglichkeit ausgewählt werden. Zur Bewertung der ökologischen Qualität wird ein Diatomeenindex Fliessgewässer, «DIFG», genutzt, der auf der Bestimmung der Artenzusammensetzung und Abundanz typspezifischer Indikatorarten und Saprobie- und Trophie-Indices basiert. Dieser Index fliesst als Teil der Gesamtbewertung des Untersuchungsgebiets in einen «Makrophyten-Phytobenthos-Index» ein. Die Untersuchungsabschnitte werden dabei nach Ökoregionen getrennten Fliessgewässertypen zugeordnet [POTTGIESSER et al. 2004]. Es ist auch die Berechnung weiterer Kennwerte/Indices für Diatomeen möglich (z. B. Versauerungsanzeiger, Halobie, autökologische Heterogenität).

In Österreich werden Diatomeen in Fliessgewässern als Teil des Leitfadens Phytobenthos des Ministeriums für ein Lebenswertes Österreich erfasst und bewertet [PFISTER & PIPP 2015]. Die Probenahme erfolgt nach dem Verfahren der ÖNORM EN 13946. Proben werden dabei bevorzugt von Hartsubstrat abgekratzt. Bei Fein- oder Weichsediment sollten Proben durch Abheben oder Absaugen der obersten Millimeter gesammelt werden. Diese Methode ist grundsätzlich auf alle österreichischen Fliessgewässertypen und -grössen anwendbar, eignet sich jedoch am besten für bewatbare Flüsse mit Steinsubstrat. In grossen Fliessgewässern lassen sich nur die besammelbaren Uferbereiche bewerten. Für die Phytobenthos-Fliessgewässertypisierung werden die Flüsse nach Bioregionen Österreichs [MOOG et al. 2001] und Höhenlagen eingeteilt. Zur Phytobenthos-Bewertung werden, basierend auf Taxa- und Häufigkeitslisten, die modulspezifischen Indices «Trophie», «Saprobie» und «Referenzarten» berechnet. Zur EU-weiten Vergleichbarkeit unterschiedlicher nationaler Bewertungsverfahren werden diese Indices in sogenannte «Ecological Quality Ratio»-Werte umgerechnet. Diese Quotienten aus Ist- und Erwartungswert der jeweiligen Bioregion und Höhenstufe basieren noch auf einer vorläufigen Einstufung, eine Qualitätsziel-Verordnung ist in Bearbeitung.

5.1.3 Mögliche Erweiterung der Schweizer Methode für grosse Fliessgewässer

Das bereits bestehende Modul-Stufen-Konzept für Kieselalgen Stufe F beinhaltet bereits Vorschläge zum Verfahren in grossen Fliessgewässern. Die Probenahme kann durch eine Kombination von beidseitigen Uferproben mit Taucherproben aus der tieferen Flussmitte erfolgen. Diese Kombinationstechnik wird bereits im Monitoring von Alpenrhein, Hochrhein und der Aare verwendet. Bei gleichzeitiger Erhebung von Makrozoobenthos und Kieselalgen können die Probenahmen mittels Taucher auf der Flusssohle kombiniert werden; für Kieselalgen entsteht somit kein zusätzlicher Arbeitsaufwand.

Die Bewertung kann vermutlich aus dem MSK-Modul «Kieselalgen Stufe F» übernommen werden.

5.2 Modul Fische

5.2.1 Bestehende Methode Schweiz:

Für watbare Fliessgewässer liegt das Modul «Fische Stufe F» des MSK vor und kommt auch im Messprogramm NAWA TREND zur Anwendung. Fischbestände werden qualitativ mit Hilfe der Elektrofischerei erfasst. Die Beprobung findet möglichst über die gesamte Gewässerfläche statt. Alternativ werden breitere Gewässer in Streifen beprobt, dabei sollten die beiden Uferzonen und die Gewässermitte in gleichem Mass befischt werden. Bewertet werden Artenspektrum/Dominanz-

verhältnis, Populationsstruktur der Indikatorarten, Fischdichte der Indikatorarten und Deformationen/Anomalien. Je nach Merkmalsausprägung werden Punkte für diese Parameter vergeben. Zur Bewertung werden die Fliessgewässerabschnitte jeweils einer Ökoregion nach BUWAL [2001] und einer Fischregion nach HUET [1949] zugeordnet.

5.2.2 Methoden aus Deutschland und Österreich:

In Deutschland werden Fische in Fliessgewässern nach fiBS [DUßLING 2009] erfasst und bewertet. Der Fischbestand wird nach dieser Methode bevorzugt quantitativ durch Elektrofischerei erfasst, dabei sollte der Gewässerabschnitt möglichst flächendeckend befischt werden. Hierfür wird das Gewässer wattend und/oder vom Boot aus befischt. Zur Befischung grosser Flüsse wird eine Elektrobefischung der Uferbereiche, eventuell auch nachts, empfohlen. Bei einer Befischung der Freiwasserbereiche durch andere Methoden (wie z.B. Netze) muss beachtet werden, dass die dadurch erhobenen Daten nicht mit durch Elektrofischerei gewonnenen Daten zur Bewertung zusammengefasst werden dürfen. Die Bewertung erfolgt über Berechnung verschiedener Metric-Werte. Diese basieren auf Abundanzverhältnissen und Alterstrukturen der verschiedenen Arten in Relation zu Referenz-Fischzönosen der Fliessgewässerabschnitte.

In Österreich werden Fische in Fliessgewässern nach dem Leitfaden Fische des Ministeriums für ein Lebenswertes Österreich [HAUNSCHMID et al. 2017] erfasst und bewertet. Abhängig von der Gewässergrösse und -tiefe werden verschiedene Befischungsmethoden ausgewählt und kombiniert. Bevorzugt werden die Fischbestände mit Hilfe der Elektrofischerei erfasst. Die Methoden variieren dabei von wattend Befischung bis hin zur Bootbefischung. Die Beprobung findet möglichst über die gesamte Gewässerfläche statt. Wenn dies aufgrund der Breiten- und Tiefenverhältnisse des Untersuchungsabschnitts nicht möglich ist, kann die Streifenbefischungsmethode nach SCHMUTZ et al. [2001] eingesetzt werden. In grossen Flüssen wie der Donau müssen ergänzend weitere Methoden wie Legleinen, Uferzugnetze, Multi-Maschen-Kiemennetze sowie hydroakustische Methoden eingesetzt werden. Durch die Befischungsmethoden soll eine quantitative Abschätzung des Fischbestands in Bezug auf die Artenzusammensetzung, Abundanz und Biomassen jeder Art und Altersstrukturen der Leitarten und typischer Begleitarten durch Längen-Häufigkeitsverteilungen erfasst werden. Zur fischökologischen Bewertung des Gewässers wird der «Fisch Index Austria» (FIA) basierend auf diesen Indices berechnet. Die berücksichtigten Fliessgewässerabschnitte werden in Fischbioregionen nach HUET [1949] und biozönotische Regionen nach HAUNSCHMID et al. [2006] eingeteilt.

Aufgrund erster Erfahrungen durch die Pilotphase des Monitoringprogramms an der Donau [RATSCHAN et al. 2008, SCHOTZKO 2009] und am unteren Inn [SCHOTZKO & GRASSNER 2009] im Herbst 2007 wird für die Befischungen an diesen grossen Flüssen folgendes Vorgehen empfohlen: 50% der Abschnittslänge bzw. 5000 m im Flussschlauch sollen durch Elektrobefischungen tagsüber entlang der Ufer (Handanode oder Ausleger je nach Habitat) untersucht werden. Zusätzlich sollen 20% der Länge bzw. 2000 m durch nächtliche Elektrobefischungen entlang der Ufer beprobt werden (mind. 1000 m mittels Handanode). Nebengewässer und weitere Ausstände sollen anteilmässig mit den dafür geeigneten Methoden befischt werden.

5.2.3 Mögliche Erweiterung der Schweizer Methode für grosse Fliessgewässer

Das bereits bestehende MSK-Modul «Fische Stufe F» ist auf bewatbare Gewässertypen ausgelegt. Um das Verfahren auf die Untersuchung grosser Fliessgewässer ausweiten zu können, kann die Probenahme am Beispiel der deutschen und österreichischen Methode erweitert werden. Im Gegensatz zu bewatbaren Gewässern ist eine flächendeckende Befischung in grossen Fliessgewässern nicht mehr möglich. Zur Reduzierung der Fläche könnte die bereits für breitere bewatbare Gewässer erwähnte Streifenbefischung der Uferbereiche der Schweizer Methode mit bootsgestützten Elektrobefischungen anderer Befischungstechniken wie Stellnetze kombiniert werden. Insbesondere der österreichische Leitfaden führt zahlreiche Befischungsmethoden und deren Anwendungsbereiche auf. Die aktuell im Alpenrhein angewandte Methode [EBERSTALLER et al. 2014] zur Fischbestandsaufnahme ist zu überprüfen, besonders die Bewertungsverfahren sind noch zu diskutieren.

Für den Spezialfall der exemplarischen Jungfischbefischung kann die aktuell bei einigen Monitorings grosser Flüsse der Schweiz angewandte Befischungsmethode (Hochrhein [REY et al. 2015], Alpenrhein [REY & HESSELSCHWERDT 2016], Aare [REY et al. 2016]) als Vorlage dienen.

Die Bewertung der Fischbestände kann vermutlich vom Modul-Stufen-Konzept «Fische Stufe F» übernommen werden.

5.3 Modul Makrophyten

5.3.1 Bestehende Methode Schweiz:

Eine gesamtschweizerische Makrophyten-Bewertungsmethode im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts ist derzeit noch nicht abgeschlossen. Ein bereits bestehender Methoden-Ansatz aus dem Kanton Zürich [AWEL 2010] wird allerdings regelmässig eingesetzt und kommt auch im Messprogramm NAWA TREND zur Anwendung.

Diese Methode ist hauptsächlich auf die Beprobung kleiner bis mittelgrosser Gewässer ausgelegt. Der Vegetationsbestand wird dabei über die gesamte Fläche des Gewässerabschnitts durch Bewatung oder bei klarer Einsicht vom Ufer aus erfasst und bei Bedarf Proben werden entnommen. Erfasst werden alle Gefässpflanzen, Moose, Armeleuchteralgen und fädige Algen. Zur Bewertung wird der Untersuchungsabschnitt einem bestimmten Vegetationstyp aufgrund ausgewählter Schlüsselqualifikationen zugeordnet. Die Bewertung des Gewässerabschnitts auf seine Standortgerechtigkeit und Vegetationsvielfalt erfolgt durch den Vergleich des Ist-Zustands mit einem Referenz-Zustand (basierend auf «Best-Zuständen» der Gewässeruntersuchungen im Kanton Zürich).

Es ist noch abzuklären, inwieweit Elemente der mittlerweile üblichen Methode zur Untersuchung des Vegetationsbestands in Seen mit Beprobung mehrerer ufersenkrechter Transekte bei der Untersuchung grosser Fliessgewässer anwendbar ist.

5.3.2 Methoden aus Deutschland und Österreich

In Deutschland werden Makrophyten in Fliessgewässern als Teilmodul der gesamten benthischen Flora (Makrophyten und Phytobenthos) nach PHYLIB [SCHAUMBURG et al. 2012] erfasst und bewertet, in

Österreich nach dem Leitfaden Makrophyten des Ministeriums für ein Lebenswertes Österreich [PALL & MAYERHOFER 2015]. Beide Methoden finden sowohl in kleineren bewatbaren, als auch in grossen Fliessgewässern Anwendung. In grossen und/oder tiefen Fliessgewässerabschnitten erfolgt die Probenahme beispielsweise vom Boot aus oder mit Hilfe von Tauchern. Die Beprobung erfolgt möglichst über die Gesamtbreite durch Zick-Zack-Transekte entlang des Untersuchungsabschnitts. Bei eingeschränkter Beprobung werden die untersuchten Flächen genau dokumentiert (z.B. nur Uferbereiche). Erfasst werden jeweils alle Gefässpflanzen, Moose und Armeleuchteralgen. Weitere Algenarten werden in beiden Ländern nach einem gesonderten Protokoll zur Phytobenthos-Beprobung untersucht.

Der Schwerpunkt der Bewertung liegt bei beiden Methoden auf dem Vorkommen und der Häufigkeit gewässertypspezifischer Indikatorarten. Jedoch verwendet jede Methode ihre eigenen Klassifizierungen und Referenzindices. In Deutschland erfolgt die Bewertung durch die Zuordnung des Untersuchungsabschnitts zu einem Makrophyten-Fliessgewässertyp nach LAWA [POTTGIESSER et al. 2004] und PHYLIB [SCHAUMBURG et al. 2006] und durch Ermittlung eines Referenzindex PHYLIB [SCHAUMBURG et al. 2012]. Nach dem österreichischen Leitfaden [PALL & MAYERHOFER 2015] werden die Gewässer zur Bewertung nach Ökoregionen [ILLIES 1978] und Fliessgewässer-Bioregionen Österreichs [MOOG et al. 2001] eingeteilt. Hierbei ist zu beachten, dass für die grossen Flüsse mit Ausnahme der Donau noch keine eigenen Einstufungslisten vorhanden sind. Diese sind derzeit in Bearbeitung.

5.3.3 Mögliche Erweiterung der Schweizer Methode

Der bereits bestehende Methoden-Ansatz des AWEL [2010] ist so konzipiert, dass die gewonnenen Daten auch mittels der bereits bestehenden Methoden aus Deutschland (PHYLIB) und Österreich [PALL & MAYERHOFER 2015] bewertet werden könnten. Allerdings müssten die erfassten Taxa in den für diese Methoden spezifischen Taxalisten vorhanden sein bzw. um spezifische Schweizer Taxa erweitert werden.

Um die Methode auf die Untersuchung grosser Fliessgewässer anzuwenden, kann die Probenahme am Beispiel der deutschen und österreichischen Methode erweitert werden und vom Boot aus oder mit Hilfe von Tauchern erfolgen. Im Gegensatz zu bewatbaren Gewässern ist es in grossen Fliessgewässern nicht möglich, die Vegetation auf der gesamten Fläche des Untersuchungsabschnitts zu erfassen, die zu untersuchende Fläche muss daher reduziert werden. Nach deutschem und österreichischem Vorbild können dazu beispielsweise die nur beidseitig erreichbaren Bereiche mit Zick-Zack-Transekten untersucht werden. Alternativ sollte die Anwendung ufersenkrechtlicher Transekte entsprechend der Seen-Beprobungsmethode der Schweiz geprüft werden (NIEDERBERGER & STARZENEGGER 2014). Die beprobte Fläche des Untersuchungsabschnitts muss aber in jedem Fall genau dokumentiert werden.

Zur Bewertung des Untersuchungsabschnitts müssen neue Vegetationstypen mit Referenz-Zuständen definiert werden.

6 Literatur

6.1 Schweiz

6.1.1 Gewässerzustand und Makroinvertebraten (Schweiz)

Leib, V. (2015): Makrozoobenthos in kleinen Fließgewässern. Schweizweite Auswertung.-
https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/externe-studien-berichte/makrozoobenthos_inkleinenflussgewaessernschweizweiteauswertung.pdf.download.pdf/makrozoobenthos_inkleinenflussgewaessernschweizweiteauswertung.pdf

Niederhauser, P. (2004). Referenzsystem für den Kanton Zürich zur biologischen Beurteilung der Fließgewässer mit Makroinvertebraten. AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Zürich
https://awel.zh.ch/internet/baudirektion/awel/de/wasser/gewaesserschutz/wasserqualitaet/_jcr_content/contentPar/downloadlist_1/downloaditems/referenzsystem_f_r_d.spooler.download.1476083385679.pdf/Referenzsystem_f%C3%BCr_den_Kanton_Z%C3%BCrich_zur_biologischen_Beurteilung_der_Fliessgew%C3%A4sser_mit_Makroinvertebraten.pdf

Stucki P. (2010): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Makrozoobenthos Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1026: 61 S.
http://www.modul-stufen-konzept.ch/download/MZB_Stufe_F-D_20111215.pdf

6.1.2 NAWA (Schweiz)

NAWA 2012-2014

Dönni W., Guthruf J. (2014): Biologische Erhebungen der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA), Modul Fische (Startphase 2012–2013). Expertenbericht im Auftrag des BAFU
https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/externe-studien-berichte/fachbericht_modulfische2012.pdf.download.pdf/fachbericht_modulfische2012.pdf

NAWA (2013): Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität.- Umwelt-Wissen UW-1327-D, BUWAL
<https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/publikationen-studien/publikationen-wasser/nawa-nationale-beobachtung-oberflaechengewaesserqualitaet.html>

NAWA (2016): Zustand der Schweizer Fließgewässer. Ergebnisse der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) 2011–2014.- Umwelt-Zustand UZ-1620-D, BUWAL
<https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/publikationen-studien/publikationen-wasser/zustand-schweizer-fluessgewaesser.html>

NAWA - Erste Resultate (2013).
https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/fachinfo-daten/nawa_-_erste_resultate.pdf.download.pdf/nawa_-_erste_resultate.pdf

NAWA TREND Biologie 2011-2013, Teil Diatomeen. Fachbericht.
https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/fachinfo-daten/nawa_trend_biologie.pdf.download.pdf/nawa_trend_biologie.pdf

NAWA TREND Biologie 2011-2013, Teil Diatomeen. Qualitätssicherung.
http://www.phycoeco.ch/publications_pdf/NAWA_TREND_DIA_QS_2014_06_26.pdf

NAWA TREND Biologie 2011-2013, Teil Diatomeen. Häufig gestellte Fragen (FAQ).
http://www.phycoeco.ch/publications_pdf/NAWA_TREND_DIA_FAQ_2014_06_27.pdf

NAWA-Modul Makrozoobenthos/Diatomeen 2011-2013 Streckenfischen

https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/fachinfo-daten/nawa_-_streckenfischen.pdf.download.pdf/nawa_-_streckenfischen.pdf

Roth E. (2013): NAWA TREND Biologie 2011 – 2013, Teil Makrophyten. Expertenbericht im Auftrag des BAFU

https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/externe-studien-berichte/fachbericht_modulmakrophyten2012.pdf.download.pdf/fachbericht_modulmakrophyten2012.pdf

Stucki P. (2015): NAWA Rapport final campagne 2012 (campagnes complémentaires 2011-2014 et contrôle qualité inclus). Rapport sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement OFEV.-

<https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/externe-studien-berichte/nawa-rapport-sectoriel-macrozoobenthos.pdf.download.pdf/nawa-rapport-sectoriel-macrozoobenthos.pdf>

NAWA 2015

NAWA (2017): NAWA TREND BIOLOGIE 2. Kampagne (2015) Fachbericht DIATOMEEN und äusserer Aspekt.- Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) Dokument Nr. 1311-B-01

<https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/externe-studien-berichte/nawa-fachbericht-diatomeen-und-aeusserer-aspekt-web.pdf.download.pdf/nawa-fachbericht-diatomeen-und-aeusserer-aspekt-web.pdf>

Stucki P., Knispel S. (2017): NAWA TREND Biologie, Fachbericht Makrozoobenthos und Äusserer Aspekt, 2. Kampagne (2015).

<https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/externe-studien-berichte/nawa-bericht-mzb.pdf.download.pdf/nawa-bericht-mzb.pdf>

NAWA Fachbericht Makrophyten.-

https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/externe-studien-berichte/NAWA_2015_LOS3_SBMS4_MAK.pdf.download.pdf/NAWA_2015_LOS3_SBMS4_MAK.pdf

NAWA-Fachbericht Modul Fische 2015.

https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/externe-studien-berichte/NAWA_Schlussbericht.pdf.download.pdf/NAWA_Schlussbericht.pdf

6.2 Einzelne Aspekte

6.2.1 Fließgewässertypisierung

Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen (Deutschland). Download:

<http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/>

BUWAL (2013): Fließgewässertypisierung der Schweiz. Eine Grundlage für Gewässerbeurteilung und -entwicklung.- UW-1329-D

<https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/publikationen-studien/publikationen-wasser/fliessgewaessertypisierung-der-schweiz.html>

Fink M.H., Moog O., Wimmer R. (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs.- Umweltbundesamt, Wien

Moog O. (2001): Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs: Eine Gliederung nach geökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen.

www.lebensministerium.at. Bundesministerium f. Land-u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft.

https://www.bmlfuw.gv.at/dam/jcr:af8780c5-3fa1-4344-9b62-6cad3f199307/EcoBioReg02_13.1.03.pdf

Schmidt-Kloiber, A., Moog, O., Gerritsen, J. (2001): Die aquatischen Ökoregionen Österreichs – Ergebnisse multivariater Analysen von Makrozoobenthos-Zönosen.- Österreichs Fischerei, 54: 154-161
https://www.zobodat.at/pdf/Oesterreichs-Fischerei_54_0154-0161.pdf

6.2.2 Neozoen

Bonell F., Rösch R. (2012): Invasive Arten als Fischnahrung im Bodensee.- LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe
<http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/107189/U81-W03-N11.pdf?command=downloadContent&filename=U81-W03-N11.pdf&FIS=91063>

Cardoso A.C., Free G. (2008): Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of the Water Framework Directive.- Aquatic Invasions, 3(4), 361-366.
http://www.aquaticinvasions.net/2008/AI_2008_3_4_Cardoso_Free.pdf

Eckmann R., Mörtl M., Baumgärtner D., Berron C., Fischer P., Schleuter D., Weber A. (2008): Consumption of amphipods by littoral fish after the replacement of native *Gammarus roeseli* by invasive *Dikerogammarus villosus* in Lake Constance.- Aquatic Invasions, 3(2), 187-191.
http://www.aquaticinvasions.net/2008/AI_2008_3_2_Eckmann_etal.pdf

Rodríguez-Labajos B., Solà C., Munné A. (2015): A first biopollution index approach and its relationship on biological quality in Catalan rivers.- [In] A. Munne´ et al. (eds.), Experiences from Surface Water Quality Monitoring: The EU Water Framework Directive Implementation in the Catalan River Basin District (Part I), Hdb Env Chem (2016) 42: 37–64. Springer International Publishing.

Schöll F. (2013): Neobiota und Bewertung des ökologischen Zustandes von schiffbaren Flüssen nach Wasserrahmenrichtlinie.- KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft 13(09), 500-503 .

Vandekerckhove J., Cardoso A.C. (2010): Alien species and the Water Framework Directive: questionnaire results.- JRC Scientific and Technical Report. doi, 10(64083), 32.
[http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC56502/alien%20species%20questionnaire%20report%20\(jrc%20s&tr\).pdf](http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC56502/alien%20species%20questionnaire%20report%20(jrc%20s&tr).pdf)

WFD-UKTAG (2014): UKTAG Assessment Method Alien Species - Aquatic Alien Species.- Water Framework Directive – United Kingdom Advisory Group (WFD-UKTAG), Sterling
<https://www.wfduk.org/sites/default/files/Media/Characterisation%20of%20the%20water%20environment/Biological%20Method%20Statements/Alien%20Species%20UKTAG%20Method%20Statement.pdf>

6.2.3 Potamon-Typie

Grasser U., Graf W. (2002): Erste Erfahrungen mit dem Potamon-Typie-Index (Schöll & Haybach, 2001) in Österreich.- Lauterbornia 47: 153-172.
http://www.zobodat.at/web4beta/pdf/Lauterbornia_2003_47_0153-0172.pdf

Schöll F., Haybach A. (2001): Bewertung von grossen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI). Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele.- Bundesanstalt für Gewässerkunde, Mitteilung 23: 1-28, Koblenz

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-Wasserahmenrichtlinie. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 49: 234-247.

http://www.gewaesser-bewertung.de/files/schoell_etal_2005.pdf

6.2.4 Probenahme: Zeitpunkt, Häufigkeit

Finck P. (1998): Der Einfluss von Probenahmezeitpunkt und -häufigkeit auf die Erfassung der Makroinvertebraten in Mittelgebirgsbächen.- *Lauterbomia* 34: 245-254.

Marten M. (2001): Environmental monitoring in Baden-Württemberg with special reference to biocoenotic trend-monitoring of macrozoobenthos in rivers and methodical requirements for evaluation of long-term biocoenotic changes.- *Aquatic Ecology*, 35(2), 159-171.

6.2.5 Probenahme: Qualität der Proben

König B. (2003). Prüfung von Makrozoobenthosproben auf Einheitlichkeit der Besiedlung – ein einfaches mathematisches Homogenitätskriterium.- *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 47, 67-70.

Sundermann A. (2006): Variabilität von Makrozoobenthosproben und Bewertungsergebnissen der Fließgewässer vor dem Hintergrund der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.- Thesis Universität Marburg

6.3 Makroinvertebraten als Indikatoren des Gewässerzustands

Bonada N., Prat N., Resh V.H., Statzner B. (2006): Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches.- *Annual Revue of Entomology*, 51, 495-523.

<http://www.annualreviews.org/doi/full/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>

https://www.researchgate.net/profile/Narcis_Prat/publication/7437853_Developments_in_Aquatic_Insect_Biomonitoring_Comparative_Analysis_of_Recent_Approaches/links/0fcfd50782ef2df406000000.pdf

Cairns J., Pratt J.R. (1993): 2. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates.- pp. 10-27 [in:] Rosenberg D.M. & Resh V.H., eds., *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman & Hall, NY (2), 10-27.

<ftp://ftp.geo.vuw.ac.nz/pub/outgoing/JohnCollen/Hutt%20Valley%20Project/Literature/Water%20Quality-Biological%20Monitoring%20and%20RMBL-15.pdf>

Campbell I.C. (2002): Biological monitoring and assessment using invertebrates. [in:] Burden F.R., McKelvie I., Föstner U., Guenther A. (eds.), *Environmental Monitoring Handbook* 5-0.

http://rhithroecology.com/wp-content/uploads/2013/04/Campbell_Ch5.pdf

Chang F-H., Lawrence J.E., Rios-Touma B., Resh V.H. (2013): Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide. *Environmental Monitoring and Assessment*, Springer International Publishing, April 2014. 186-4:2135-214.

https://www.academia.edu/6245570/Tolerance_Values_of_Benthic_Macroinvertebrates_for_Stream_Biomonitoring_Assessment_of_Assumptions_Underlying_Scoring_Systems_Worldwide

- De Pauw N., Gabriels W., Goethals P.L. (2006): River monitoring and assessment methods based on macroinvertebrates.
pp. 113-134 [in:] Ziglio G., Flaim G., Siligiardi M.(eds.) 2006: **Biological Monitoring of Rivers**. Wiley
- Johnson R.K., Wiederholm T., Rosenberg D.M. (1993): Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. Rosenberg D.M. & Resh V.H., eds., *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman & Hall, NY (4), 40-158
https://www.researchgate.net/profile/Richard_Johnson7/publication/292130029_Freshwater_biomonitoring_using_individuals_or_ganisms_populations_and_species_assemblages_of_benthic_macroinvertebrates/links/5771274308ae6219474a372b.pdf
- Karr J.R., Chu E.W. (1999): *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Island Press, Washington, 220 pp.
- Mauch E., Schmedtje U., Maetze A., Fischer F. (2003): *Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands*, Informationsberichte Heft 1/03. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. München, 388.
- Menezes S., Baird D.J., Soares A.M. (2010): Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring.- *Journal of Applied Ecology*, 47(4), 711-719.
<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2010.01819.x/pdf>
- Metcalfe J.L. (1989): Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe.- *Environmental Pollution*, 60(1-2), 101-139.
https://ac.els-cdn.com/0269749189902236/1-s2.0-0269749189902236-main.pdf?_tid=fcf2ffbc-b4d8-11e7-947c-00000aacb35f&acdnat=1508423151_e03709a71ea883d2531595b147d6549b
- Moog O. (1995, 2002): *Fauna Aquatica Austriaca: Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs*.- *Wasserwirtschaftskataster*, Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft, Wien.
- Norris R.H., Georges A. (1993): Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. Rosenberg D.M. & Resh V.H., eds., *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman & Hall, NY (7), 234-286.
<http://appliedecology.edu.au/wp-content/uploads/2014/04/Norris.Georges-1993-Analysis-and-interpretation.pdf>
- Pander J., Geist J. (2013): Ecological indicators for stream restoration success.- *Ecological Indicators*, 30, 106-118.
<http://www.academia.edu/download/42329555/60b7d518cac8eea019.pdf>
- Rabeni C.F., Doisy K.E., Galat D.L. (2002): Testing the biological basis of a stream habitat classification using benthic invertebrates.- *Ecological Applications*, 12(3), 782-796.
https://www.researchgate.net/profile/David_Galat/publication/297357898_Testing_the_Biological_Basis_of_a_Stream_Habitat_Classification_Using_Benthic_Invertebrates/links/588552b04585150dde4860d2/Testing-the-Biological-Basis-of-a-Stream-Habitat-Classification-Using-Benthic-Invertebrates.pdf
- Rosenberg D.M., Resh V.H. (eds.) (1993): *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates* New York. Chapman and Hall. 1993. ix, 488 p.

- Statzner B., Bis B., Dolédec S., Usseglio-Polatera P. (2001): Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology*, 2(1), 73-85.
https://www.researchgate.net/profile/Sylvain_Doledec/publication/228784505_Perspectives_for_biomonitoring_at_large_spatial_scales_a_unified_measure_for_the_functional_composition_of_invertebrate_communities_in_European_running_waters_Basic_Appl_Ecol_273-85/links/00b7d5270baa09da35000000.pdf
- Usseglio-Polatera P., Bournaud M., Richoux P., Tachet H. (2000): Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?.
 [In:] *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters* (pp. 153-162). Springer Netherlands.
- Ziglio G., Flaim G., Siligardi M., eds. (2006): *Biological Monitoring of Rivers. Applications and Perspectives.*- John Wiley & Sons Ltd, Chichester, 2006
[ftp://nozdr.ru/biblio/kolxo3/B/Ziglio%20G.,%20Flaim%20G.,%20Siligardi%20M.%20\(eds.\)%20Biological%20monitoring%20of%20rivers%20\(Wiley,%202006\)\(ISBN%200470863765\)\(O\)\(490s\)_B_.pdf](ftp://nozdr.ru/biblio/kolxo3/B/Ziglio%20G.,%20Flaim%20G.,%20Siligardi%20M.%20(eds.)%20Biological%20monitoring%20of%20rivers%20(Wiley,%202006)(ISBN%200470863765)(O)(490s)_B_.pdf)

6.4 Zoobenthosuntersuchung grosser Flüsse

6.4.1 Grundlagen und Überblick

- Bartsch L.A., Richardson W.B., Naimo T.J. (1998): Sampling benthic macroinvertebrates in a large flood-plain river: considerations of study design, sample size, and cost.- *Environmental Monitoring and Assessment*, 052(03), 425-439.
https://www.researchgate.net/profile/William_Richardson5/publication/237993766_Sampling_Benthic_Macroinvertebrates_in_a_Large_FloodPlain_River_Considerations_of_Study_Design_Sample_Size_and_Cost/links/00b4952d44c719d12a000000.pdf
- Bingham C.R., Mathis D.B., Sanders L.G., McLemore E. (1982): *Grab Samplers for Benthic Macroinvertebrates in the Lower Mississippi River* (No. WES/MP/E-82-3).- U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station (WES), Environmental Laboratory, Vicksburg, Miss.
<http://www.dtic.mil/get-tr-doc/pdf>
- Blocksom K.A., Flotemersch J.E. (2005): Comparison of macroinvertebrate sampling methods for nonwadeable streams.- *Environmental Monitoring and Assessment* 102(01): 243–262
https://swap.stanford.edu/20110203144712/http://www.epa.gov/bioindicators/pdf/blocksomandflotemersch_2005_Comparison_of_Macroinvertebrate_Sampling_Methods_for_Nonwadeable_Streams.pdf
- Bretschko G., Schönbauer B. (1998): Quantitative sampling of the benthic fauna in a large, fast flowing river (Austrian Danube). *Archiv für Hydrobiologie Supplementband* 115(2), Large Rivers, 11(2), 195-211
- Haybach A., Schöll F., König B., Kohmann F. (2004): Use of biological traits for interpreting functional relationships in large rivers.- *Limnologica*, 34(4), 451-459.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0075951104800124#>
- Jones J.I., Bass J.A.B., Davy-Bowker J. (2005). *Review of methods for sampling invertebrates in deep rivers.*- North South Shared Aquatic Resource (NS Share)
<http://nora.nerc.ac.uk/5573/1/N005573CR.pdf>

Jones J.I., Davy-Bowker J. (2014): Standardisation of RIVPACS for deep rivers: Phase I - Review of techniques for sampling benthic macro-invertebrates in deep rivers.- Freshwater Biological Association, Science Report

[http://www.fba.org.uk/sites/default/files/DeepRivers\(i\)-ReviewofSamplingTechniques.pdf](http://www.fba.org.uk/sites/default/files/DeepRivers(i)-ReviewofSamplingTechniques.pdf)

hier viele weitere Literaturhinweise

Kikuchi, R. M., Fonseca-Gessner, A. A., & Shimizu, G. Y. (2006). Suction sampler for collection of benthic macroinvertebrates in several continental aquatic environments: a comparative study with the Hess and Surber samplers. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18, 29-37.

[http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents1801E_files/Art03_18\(1\).pdf](http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents1801E_files/Art03_18(1).pdf)

Neale M.W., Kneebone N.T., Bass J.A.B., Blackburn J.H., Clarke R.I., Corbin T.A., Davy-Bowker J., Gunn R.J.M., Furse M.T., Jones J.I. (2006): Assessment of the effectiveness and suitability of available techniques for sampling invertebrates in deep rivers. Final Report: November 2006.- North South Shared Aquatic Resource (NS Share)

http://nora.nerc.ac.uk/801/1/NS-SHARE_Deep_water_Final_Report_v3-Formatted.pdf

Pehofer H.E. (1998): A new quantitative air-lift sampler for collecting invertebrates designed for operation in deep, fast-flowing gravel bed rivers. *Archiv für Hydrobiologie Supplement*, 101, Large Rivers, 213-232.

6.4.2 Frankreich

Agence de l'Eau Artois-Picardie (2013): Macroinvertébrés benthiques de cours d'eau profonds (année 2012).- <http://www.artois-picardie.eaufrance.fr/doc-et-mediatheque/etudes-scientifiques/article/macroinvertebres-benthiques-de>

Circulaire du 29/01/13 relative à l'application de l'arrêté du 25 janvier 2010 modifié établissant le programme de surveillance de l'état des eaux, pour les eaux douces de surface (cours d'eau, canaux et plans d'eau).- Circulaire 29-01-13 NOR_DEVL1241847C

https://aida.ineris.fr/consultation_document/23549/version_pdf

Fossati O., Archambault V., Usseglio Polatera P. (2010): Dragage vs substrats artificiels : quelles méthodes d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques utiliser dans la "zone intermédiaire" en bioindication des cours d'eau profonds ?.- Journées Internationales de Limnologie, Oct 2010, Thonon les Bains, France. 1 p., 2010

<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00558202/document>

La procédure de classement des cours d'eau, mise en œuvre sur le bassin Rhône-Méditerranée <http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/milieux-aquatiques/continuite-cours-eau/procedure.php>

I2M2

Usseglio-Polatera P., Wasson J.G., Archambault V. (2009): Protocole expérimentale d'échantillonnage des macro-invertébrés en cours d'eau profonds.- CEMAGREF 2009

Echantillonnage des macro-invertébrés [Usseglio-Polatera & al 2009].pdf

http://www.onema.fr/sites/default/files/png/PNG%202011/2009_b033.pdf

6.4.3 Grossbritannien

Davy-Bowker J., Jones J.I., Murphy J.F. (2014): Standardisation of RIVPACS for deep rivers: Phase I - deriving a standard approach to deep river sampling.- Freshwater Biological Association, Science Report

[http://www.fba.org.uk/sites/default/files/Deep%20Rivers\(ii\)-DerivingaStandardApproachtoSampling.pdf](http://www.fba.org.uk/sites/default/files/Deep%20Rivers(ii)-DerivingaStandardApproachtoSampling.pdf)

HMSO (1984): Methods of biological sampling: Sampling of benthic macroinvertebrates in deep rivers 1983. Methods for the examination of waters and associated materials. HMSO, Standing Committee of Analysts, London. 16pp.

6.4.4 USA

Flotemersch J.E., Blocksom K., Hutchens J.J., Autrey B.C. (2006): Development of a standardized large river bioassessment protocol (LR-BP) for macroinvertebrate assemblages.- River Research and Applications, 22(7), 775-790

[River Res Applic 22\(07\) 0775 \[Flotemersch et al. 2006\].pdf](http://riverresapplic.22(07)0775[Flotemersch%20et%20al.%202006].pdf)

<http://ai2-s2-pdfs.s3.amazonaws.com/927b/0610a901ddcf02d5e3a868615214167281b9.pdf>

Flotemersch J.E., Stribling J.B., Paul M.J. (2006): Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers.- EPA 600-R-06-127, US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio.

<http://fajrianugroho.lecture.ub.ac.id/files/2014/02/Concepts-and-Approaches-for-the-Bioassessment-of-Non-wadeable-Streams-and-Rivers-Handbook.pdf>

National Rivers & Streams Assessment 2013/14 Field Operations Manual Non-Wadeable:

NRSA 1314 Field Operations Manual NonWadeable (PDF)(152 pp, 5 MB, 841-B-12-009a)

https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-04/documents/nrsa1314_fom_nonwadeable_version1_20130501.pdf

NRSA 2013/14 Field Operations Manual Appendices (PDF)(87 pp, 15 MB)

https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-10/documents/nrsa1314_fom_appendices_130419_final.pdf

Wessell K.J., Merritt R.W., Wilhelm J.G., Allan J.D., Cummins K.W., Uzarski D.G. (2008): Biological evaluation of Michigan's non-wadeable rivers using macroinvertebrates.- Aquatic Ecosystem Health & Management, 11(3), 335-351.

https://www.researchgate.net/profile/Richard_Merritt/publication/244888461_Biological_evaluation_of_Michigan's_non-wadeable_rivers_using_macroinvertebrates/links/53f297080cf272810e523528.pdf

Wilhelm J.G., Allan J.D., Wessell K.J., Merritt R.W., Cummins K.W. (2005): Habitat assessment of non-wadeable rivers in Michigan.- Environmental Management, 36(4), 592-609.

https://deepblue.lib.umich.edu/bitstream/handle/2027.42/41269/267_2004_Article_141.pdf?sequence=1&isAllowed=y

6.4.5 Gewässer

6.4.5.1 Alpenrhein

Moritz C., Pfister P. (2001): Trübung und Schwall Alpenrhein -Einfluss auf Substrat, Benthos, Fische. Teilbericht Makrozoobenthos, Phytobenthos.- Internationale Regierungskommission Alpenrhein. Projektgruppe Gewässer

Rey P., Werner S., Mürle U., Becker A., Ortlepp J., Hürlimann J. (2011): Monitoring Alpenrhein. Basismonitoring Ökologie 2009/2010. Benthosbesiedlung - Bericht zuhanden Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA), Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. 159 S.

Rey P. & Hesselschwerdt, J. (2016): Monitoring Alpenrhein. Basismonitoring Ökologie 2015. Benthosbesiedlung, Jungfischhabitate, Besiedlung der Kiesbänke – Herausgeber: Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA), Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. 101 S. + Anhang.

6.4.5.2 Hochrhein und Rhein (gesamt)

HYDRA (2017): Methode zur Untersuchung und Beurteilung grosser Fließgewässer – Teil 1: Erhebungsmethode Makroinvertebraten Hochrhein.

IKSR (2009): International koordinierter Bewirtschaftungsplan für die internationale Flussgebietseinheit Rhein (Teil A = übergeordneter Teil).- Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Koblenz

Mürle U., Ortlepp J., Rey P. (2008): Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 2006/07 Makroinvertebraten.- BAFU Umwelt-Wissen UW-0822-D

Pottgiesser T., Halle M. (2004): Entwicklung einer (Abschnitts-) Typologie für den natürlichen Rheinstrom.- IKSR (Internationale Kommission zum Schutze des Rheins) Bericht Nr. 147d
https://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/Dokumente_de/Berichte/147_d.pdf

Rey P., Beutler R., Schröder P., Stirnemann P., Theeg R. (1992): Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 1990 Teil I: Makroinvertebraten.- BUWAL Schriftenreihe Umwelt Nr. 190.

Rey P., Ortlepp J. (1997): Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 1995; Makroinvertebraten (No. 283). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern BUWAL Schriftenreihe Umwelt SRU 283, 115 S.

Rey P., Ortlepp J. (2002): Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 2000; Makroinvertebraten.- BUWAL Schriftenreihe Umwelt Nr. 245

Rey P., Mürle U., Ortlepp J., Werner S., Hesselschwerdt J., Unger B. (2015): Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 2011/12 Makroinvertebraten.- BAFU Umwelt-Zustand UZ-1522-D

Schöll F. (2015): Das Makrozoobenthos des Rheins 2012.- IKSR Bericht Nr. 227
https://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/Dokumente_de/227_d.pdf

Stössel F. (1990): Schädigung und Erholung der Makroinvertebraten im schweizerischen Abschnitt des Rheins nach dem Brandfall in Schweizerhalle (1. November 1986).- Limnologie aktuell, 1 Biologie des Rheins, 287-292

6.4.5.3 Aare

Bloesch J. (1977): Bodenfaunistische Untersuchungen in Aare und Rhein. Teil 1.-Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 39(1), 46-68

- Bloesch J. (1980): Bodenfaunistische Untersuchungen in Aare und Rhein. Teil 2.- Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 42(2), 285–308
- Mürle U., Ortlepp J., Rey P. (2008): Biologische Untersuchungen der Aare zwischen Thunersee und Bielersee. Fachbericht Makroinvertebraten. i.A. des Gewässer- und Bodenschutzlabors, Kanton Bern, Bericht Hydra Öschelbronn und St. Gallen
- Ortlepp J., Rey P. (2003): Biologische Untersuchungen an der Aare zwischen Bielersee und Rhein. Fachbericht: Makroinvertebraten (Untersuchungen 2001/ 2002). - i. A. der Gewässerschutzfachstellen der Kantone Bern, Solothurn und Aargau, 130 S.
- Rey P., Ortlepp J., Werner S., Mürle U., Becker A., Hesselschwerdt J. (2013): Koordinierte biologische Untersuchungen an der Aare zwischen Bielersee und Rhein 2011 – 2013.- Gewässerschutz- und Fischereifachstellen der Kantone Aargau, Bern und Solothurn

6.4.5.4 Reuss und Limmat

- AquaPlus (2011): Biologische Untersuchung der Limmat bei Turgi und Wettingen AG. Fachbericht Makrozoobenthos Untersuchungen vom 17. / 18. März 2010. –i.A. des Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Abteilung für Umwelt, Kanton Aargau, Bericht Hydra AG St. Gallen
- Ortlepp J., Mürle U. (2012): Biologische Untersuchung der Mittelland-Reuss, Kleinen Emme und Unteren Lorze. Fachbericht Makrozoobenthos (Untersuchungen vom Februar / März 2011). Gewässerschutzfachstellen der Kantone Aargau, Zug, Zürich und Luzern, AquaPlus, Zug & Hydra AG, St. Gallen

6.4.5.5 Rhône

- Baumann P., Meile T. (2004): Makrozoobenthos und Hydraulik in ausgewählten Querprofilen der Rhone - Wasser, Energie, Luft. 96(11), 320-325.
http://www.rhone-thur.eawag.ch/wel_rhone.pdf
- Baumann P. (2004): Revitalisierung und Benthos der Rhone.- Schlussbericht SP I-6, Rhone-Thur Projekt, EAWAG, WSL, Limnex AG: 101 pp. + Anhang.
<http://www.rhone-thur.eawag.ch/SP%20I-6.Benthos%20Rhone.pdf>
- Baur H. (2002): Habitat- und Makrozoobenthosdiversität entlang drei alpiner Flüsse.- Diplomarbeit EAWAG Dübendorf: 56 pp.
- Bernard R. (2001): Traitement statistique des données hydrobiologiques acquises en Valais entre 1990 et 1997.- Bull. Murithienne 119: 7-19
- Tockner K., Karaus U., Paetzold A., Blaser S. (2004): Ökologischer Zustand der Rhone: Benthische Evertebraten und Uferfauna. - Wasser, Energie, Luft. 96(11), 315-317.
http://www.rhone-thur.eawag.ch/wel_rhone.pdf
- Usseglio-Polatera P., Bournaud M. (1989): Trichoptera and Ephemeroptera as indicators of environmental changes of the Rhone River at Lyon over the last twenty-five years.- Regulated Rivers: Research & Management 4(3): 249-262

Uhlmann V. (2001): Die Uferzoozönosen in natürlichen und regulierten Flussabschnitten.-

Diplomarbeit EAWAG Dübendorf: 75 pp.

<http://www.rhone-thur.eawag.ch/Uferz%F6nosen%20in%20Flussabschnitten.pdf>

Walther A. (2002): Comparison of the groundwater fauna of two contrasting reaches of the Upper Rhône River.- Diplomarbeit EAWAG Kastanienbaum: 77 pp.

http://www.rhone-thur.eawag.ch/DA_Walther.pdf

6.4.5.6 Donau

Sommerhäuser M., Robert S., Birk S., Hering D., Moog O., Stubauer I., Ofenböck T. (2003). Developing the typology of surface waters and defining the relevant reference conditions.- UNDP/GEF Danube Regional Project. Final report.

http://archive.iwlearn.net/www.undp-drp.org/www.undp-drp.org/pdf/1.1_River%20Basin%20Management%20-%20Phase%201/1.1_UNDP-DRP_Typology%20of%20SW_116_fr.pdf

6.5 Bewertung des Gewässerzustands

6.5.1 Überblick zu Methoden zur Gewässerbewertung

Birk S. (2003): Review of European assessment methods for rivers and streams using benthic invertebrates, aquatic flora, fish and hydromorphology.- Diploma Thesis, Universität Duisburg-Essen

http://duepublico.uni-duisburg-essen.de/servlets/DerivateServlet/Derivate-20029/BIRK2003_Review_European_River_Assessment.pdf

Birk S., Schmedtje U. (2005): Towards harmonization of water quality classification in the Danube River Basin: overview of biological assessment methods for running waters. Archiv für Hydrobiologie Supplement 158(1-2 = Large Rivers 16), 171–196.

https://www.researchgate.net/profile/Sebastian_Birk/publication/236742149_Towards_harmonisation_of_water_quality_classification_in_the_Danube_River_Basin_Overview_of_biological_assessment_methods_for_running_waters/links/00463519336ee1d668000000.pdf

Birk S., Hering D. (2006): Direct comparison of assessment methods using benthic macroinvertebrates: a contribution to the intercalibration exercise. Hydrobiologia 566: 401-415

<http://www.jlakes.org/ch/book/978-1-4020-5493-8.pdf#page=395>

Birk S., Strackbein J., Hering D. (2010): WISER methods database. Version: March 2011.

available at <http://www.wiser.eu/results/method-database/> .

Birk S., Bonne W., Borja A., Brucet S., Courrat A., Poikane S., Solimini A., van de Bund W., Zampoukas N., Hering D. (2012): Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive.- Ecological Indicators, 18, 31-41.

<https://eclass.duth.gr/modules/document/file.php/TMB255/WFD%20WISER.pdf>

Furse M.T., Hering D., Brabec K., Buffagni A., Sandin L., Verdonschot P.F.M. (2006): The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods.- Hydrobiologia 566

<http://www.jlakes.org/ch/book/978-1-4020-5493-8.pdf#page=395>

- Hering D., Feld C., Moog O., Ofenböck T. (2006): Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives.- *Hydrobiologia* 566 (1), 311–324.
- Kolkwitz R., Marsson M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien.- *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 26a, 505–519.
- Kolkwitz R., Marsson M. (1909): Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung.- *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2, 126–152.
- Lücke J.D., Johnson R.K. (2009): Detection of ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metric, multimetric or multivariate approaches.- *Ecological Indicators* 9 (4), 659–669
- Michel C., Schindler Wildhaber Y., Leib V., Remund N., Schuwirth N. (2017): Überarbeitung des Makrozoobenthos-Index. Natürliche Einflussfaktoren, Ursache-Wirkungsanalyse und Diskussion des Spear-Index.- *Aqua & Gas*, 97(4), 70-77
<https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A14213/datastream/PDF/view>

6.5.2 Australia

- Davies P.E. (2000): Development of a national river bioassessment system, AUSRIVAS in Australia.- In Wright J.F., Sutcliffe D.W., Furse M.T. (eds), *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters – RIVPACS and Other Techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, England, 113–124
- Humphries P., Growns J.E., Serafini L.G., Hawking J.H., Chick A.J., Lake P.S. (1997). Macroinvertebrate sampling methods for lowland Australian rivers. *Hydrobiologia*, 364(2), 209-218.

6.5.3 EU

- Birk S., Böhmer J., Schöll F. (2016): XGIG Large River Intercalibration Exercise – Milestone 6 Report Intercalibrating the National Classifications of Ecological Status for Very Large Rivers in Europe. Biological Quality Element: Benthic Invertebrates. Version 1 – August 2016. EUROPEAN COMMISSION, DIRECTORATE GENERAL JRC, JOINT RESEARCH CENTRE pp. 219.
https://circabc.europa.eu/sd/a/3f07567f-a011-4c8b-8d2e-9eb6e5fd9345/XGIG_LargeRivers_MZB_FINAL-REPORT_version1_09Aug16s.pdf
- Europäisches Parlament (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Massnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik Amtsblatt Nr. L 327 vom 22/12/2000 S. 0001 - 0073.
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex%3A32000L0060>
- Furse, M., D. Hering, O. Moog, P. Verdonschot, R. K. Johnson, K. Brabec, K. Gritzalis, A. Buffagni, P. Pinto, N. Friberg, J. Murray-Bligh, J. Kokes, R. Alber, P. Usseglio-Polatera, P. Haase, R. Sweeting, B. Bis, K. Szoszkiewicz, H. Soszka, G. Springe, F. Sporka & I. Krno, (2006): The STAR project: context, objectives and approaches.- *Hydrobiologia* 566: 3–29
- Umweltbundesamt (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. Dessau-Rosslau.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

6.5.4 Czech Republic and the Slovak Republic : PERLA

Birk S., Hering D. (2002): Waterview Web-Database: a comprehensive review of European assessment methods for rivers. FBA News 20: 4

Kokeš, J., Zahrádková, S., Němejcová, D., Hodovský, J., Jarkovský, J., Soldán, T. (2006). The PERLA system in the Czech Republic: a multivariate approach for assessing the ecological status of running waters. Hydrobiologia, 566(1), 343-354.

6.5.5 Deutschland

Informationsportal zur Bewertung der Oberflächengewässer gemäss Europäischer Wasserrahmenrichtlinie.- Umweltbundesamt und Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Realisierung: umweltbüro essen
www.gewaesser-bewertung.de

Umfangreiche Informationen und Auswertungssoftware: Perlodes/Asterics
<http://www.fliessgewaesser-bewertung.de>

Asterics/Perlodes : Kurzdarstellungen „Core Metrics Makrozoobenthos“
download: <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/kurzdarstellungen/core-metrics/>

Meier C., Böhmer J., Rolauffs P., Hering D. (2006a): Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“.
http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/kurz_metrics.pdf

Meier C., Haase P., Rolauffs P., Schindehütte K., Schöll F., Sundermann A., Hering D. (2006b): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung.-
http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/abschlussbericht_20060331_anhang_IX.pdf

6.5.6 Frankreich: IBGN – IBG+ – I2M2 – MGCE

AFNOR (Association Française de Normalisation) 1992: Essais des eaux. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). NF T 90-350. Décembre 1992.

Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse (1997): Indice Biologique Global Adapté (I.B.G.A.) aux grand cours d'eau et aux rivières profondes. Protocole expérimental. Cabinet GAY Environnement. Grenoble.

Mondy C.P., Villeneuve B., Archaimbault V., Usseglio-Polatera P. (2012): A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. Ecological Indicators, 18, 452-467.
<http://ecologie-et-developpement.com/wp-content/uploads/2015/05/Mondy-et-al.-2012-A-new-macroinvertebrate-based-multimetric-index-1.pdf>

Mondy C. (2012): De la communauté à l'individu : apport des traits des invertébrés benthiques dans la bio-évaluation des cours d'eau.- Thesis Univ de Lorraine
http://docnum.univ-lorraine.fr/public/DDOC_T_2012_0221_MONDY.pdf

Pouvreau R. (2015): Comparaison de différents indices hydrobiologiques «invertébrés» en Ile-de-France. Vers la mise en application de l'Indice Invertébrés Multi-Métrique (I2M2).- Thesis
http://www.driee.ile-de-france.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/rapport_stage_m2_romain-pouvreau_driee_v12.pdf

Ministère de l'Environnement de l'Énergie et de la Mer (2016): Guide technique Relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau).-

http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/guide_reee-esc_mise_a_jour_2016_0.pdf

http://www.onema.fr/sites/default/files/png/PNG%202011/guide_reee-esc_mise_a_jour_2016_0.pdf

Méthode Grand Cours d'Eau

Rodier J., Legube B., Merle N. (2016): L'analyse de l'eau - 10e éd., Dunod

6.5.7 United Kingdom: RIVPACS /RICT

Clarke R.T., Wright J.F., Furse M.T. (2003): RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers.- Ecological Modelling, 160(3), 219-233.

Murray-Bligh J.A.D., Furse M.T., Jones F.H., Gunn R.J.M., Dines R.A., Wright J.F. (1997): Procedure for collecting and analysing macroinvertebrate samples for RIVPACS. Joint publication by the Institute of Freshwater Ecology and the Environment Agency, 162 pp.

SNIFFER WFD100 (2010): Further Development of River Invertebrate Classification Tool [Final Report].-

<https://www.sniffer.org.uk/Handlers/Download.ashx?IDMF=e9b55f14-59cf-46b4-927f-66411e2e02d8>

SNIFFER WFD119 (2011): Enhancement of the River Invertebrate Classification Tool.-

<https://www.sniffer.org.uk/Handlers/Download.ashx?IDMF=798817d7-61b5-452b-8127-afe99df32bbd>

WFD-UKTAG (2014): UKTAG River Assessment Method - Benthic Invertebrate Fauna. Invertebrates (General Degradation): Whalley, Hawkes, Paisley & Trigg (WHPT) metric in River Invertebrate Classification Tool (RICT).-

<https://www.wfduk.org/sites/default/files/Media/Characterisation%20of%20the%20water%20environment/Biological%20Method%20Statements/River%20Invertebrates%20WHPT%20UKTAG%20Method%20Statement.pdf>

Wright J.F. (1994): Development of RIVPACS in the UK and the value of the underlying data-base.-

http://www.limnetica.com/Limnetica/Limne10/L10a015_Development_RIVPACS_in_UK.pdf

Wright J.F., Sutcliffe D.W., Furse M.T. (2000): Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, England.

<http://core.ac.uk/download/pdf/11020772.pdf>

6.5.8 Österreich

Auswertungssoftware und ergänzende Informationen: ECOPROF

www.ecoprof.at/

Hartmann A. (2011): Die Entwicklung einer wasserrechtskonformen Makrozoobenthos Screening-Methode für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern in Österreich.- Dissertation, Universität Wien (BOKU) – download:

https://zidapps.boku.ac.at/abstracts/download.php?dataset_id=9311&property_id=107&role_id=NONE

Hartmann A., Moog O. (2012): Entwicklung und Validierung der Screening-Methode zur Abschätzung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern in Österreich.- Österreichische Wasser-und Abfallwirtschaft, 64(3-4), 300-306. – download:

https://www.researchgate.net/profile/Anne_Hartmann2/publication/257433699_Entwicklung_und_Validierung_der_Screening-

Methode_zur_Abschätzung_des_okologischen_Zustandes_von_Fliessgewässern_in_Osterreich/links/575fa7d808ae414b8e549c8d/Entwicklung-und-Validierung-der-Screening-Methode-zur-Abschaetzung-des-oekologischen-Zustandes-von-Fliessgewaessern-in-Osterreich.pdf

Ofenböck T., Moog O., Hartmann A., Stubauer I. (2008). Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2—Makrozoobenthos. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. download:

https://www.bmlfuw.gv.at/dam/jcr:ae7fcf62-407d-45d7-9654-5992ff8b1b0b/A2_20Leitfaden_20Flie_gew_sser_20_20Qualit_tselement_20Makrozoobenthos.pdf

Schmidt-Kloiber A., Vogl R., Hartmann A. (2013): ECOPROF - Handbuch zur Version 4.0.-

http://www.ecoprof.at/index.php/ecoprofhintergrunddokumente.html?file=files/ep_downloads/ep_handbuch/Handbuch_V40.pdf

6.5.9 USA

Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., Stribling J.B. (1999): Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers : Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. - USA

http://www.krisweb.com/biblio/gen_usepa_barbouretal_1999_rba.pdf

Hayslip G., editor (2007): Methods for the collection and analysis of benthic macroinvertebrate assemblages in wadeable streams of the Pacific Northwest. Pacific Northwest Aquatic Monitoring Partnership, Cook, Washington

<https://www.researchgate.net/file.PostFileLoader.html?id=575998d248954cc4b97bbb7c&assetKey=AS%3A371104511217664%401465489618194>

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), (1996): Biological Criteria: Technical Guidance for Streams and Small Rivers. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC EPA-822-B96-001.

http://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/tmdl/docs/303d_policydocs/160.pdf

6.6 Überblick über andere relevante Module der Schweiz und internationaler Vergleich

AWEL (2010): Methode zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer-Vegetation im Kanton Zürich.

BAFU (2015): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Seen – Modul Ökomorphologie Seeufer. - Herausgeber: Bundesamt für Umwelt

BUWAL (1993): Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 1990. - Herausgeber: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)

BUWAL (2001): Die biogeografischen Regionen der Schweiz. Umwelt-Materialien

Dußling, U. (2009): Handbuch zu fiBS. - Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15

Eberstaller J., Frangez C. & DiTullio F. (2014): Fischökologisches Monitoring Alpenrhein 2013

- Haunschmid R., Wolfram, G., Spindler, T., Honsig-Erlenburg, W., Wimmer, R., Jagsch, A., Kainz, E., Hehenwarter, K., Wagner, B., Konecny, R., Riedmüller, R., Ibel, G., Sasano, B. & Schotzko N. (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Schriftenreihe des BAW Band 23, Wien; 104 Seiten.
- Haunschmid, R., Schotzko, N., Petz-Glechner, R., Honsig-Erlenburg, W., Schmutz, S., Spindler, T., Unfer, G., Wolfram, G., Bammer, V., Hundritsch, L., Prinz, H. & Sasano, B. (2017): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A1 – Fische. - Herausgeber BMLFUW
- HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courants. - Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 11: 332 – 351.
- Hürlimann J. & Niederhauser P. (2007): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Kieselalgen Stufe F (flächendeckend). Umwelt-Vollzug Nr. 0740. - Bundesamt für Umwelt, Bern. 130 S.
- Illies J. (1987): Limnofauna Europaea. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York; Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam, 532 pp.
- Kelly M. G., Cazaubon A., Coring E., Dell’Uomo A., Ector L., Goldsmith B., Guasch H., Hürlimann J., Jarlman A., Kawecka B., Kwadrans J., Laugaste R., Lindström E.-A., Leitao M., Marvan P., Padisák J., Pipp E., Prygiel J., Rott E., Sabater S. & Dam H. Van, Vizinet J. (1998): Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. - Journal of Applied Phycology 10: 2015-224
- Moog O., Schmidt-Kloiber A., Ofenböck T. & Gerritsen J. (2001): Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen. - Publikationen Wasserwirtschaftskataster, BMLFUW, 1-106.
- Niederberger K. & Starzenegger, M. (2014): Wasserpflanzenenerhebungen – Methodik zur Erfassung der Wasserpflanzen- und Seegrundverhältnisse.- Aqua & Gas: 7/8, S. 9
- Pall K., Mayerhofer V. (2015): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A4 – Makrophyten. - Ministerium für ein Lebenswertes Österreich
- Pfister P. & Pipp E. (2015): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A3 – Phytobenthos. - Ministerium für ein Lebenswertes Österreich
- Pottgiesser T., Kail J., Seuter S. & Halle M. (2004): Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRRL, Teil II, Endbericht. 20 S., im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)
- Ratschan C., Spindler T., Zauner G. & Wanzenböck J. (2008): Gewässerzustandserhebung in Österreich, Bundesmessstellen. Fachbereich Fische, 9 Bände. - Bericht im Auftrag des BMLFUW, Wien.

- Rey, P. & Hesselschwerdt, J. (2016): Monitoring Alpenrhein - Basismonitoring Ökologie 2015; Benthosbesiedlung, Jungfischhabitats, Besiedlung der Kiesbänke. - Herausgeber: Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA), Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. 96 S. & 78 S. Anhang.
- Rey P., Hesselschwerdt J. & Werner S. (2016): Koordinierte biologische Untersuchungen an Hochrhein und Aare 2001 bis 2013. Zusammenfassender Kurzbericht. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1619: 72 S.
- Schager, E. und Peter, A. (2004): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Fische Stufe F (flächendeckend). - Herausgeber BUWAL
- Schaumburg J., Schranz C., Stelzer D., Hofmann G., Gutowski A. & Foerster J. (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. - Stand Januar 2006
- Schaumburg J., Schranz C., Stelzer D. Vogel A. & Gutowski A. (2012): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos: Phylib. im Auftrag des Bayerischen Landesamt für Umwelt
- Schotzko N. (2009): Fachbereich Fische. in KRÄMER et al.: Wassergüte der Donau 2007. - Schriftenreihe BAW, Band 31, Wien.
- Schotzko N. & Gassner H. (2009): Fischbestandsaufnahmen am Unteren Inn. Ergebnisse der Befischungen und Evaluierung der Methodik im Hinblick auf die fischökologische Bewertung. - Österreichs Fischerei Jg. 62, Heft 2/3-2009: 50-70.
- Schmutz, S., Zauner, G., Eberstaller, J. & Jungwirth M. (2001): Die „Streifenbefischungsmethode“: eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. - Österreichs Fischerei Jg. 54, Heft 1/2001: 14–27.